



**FACULTAD DE CIENCIAS**

**GRADO EN CIENCIAS AMBIENTALES**

## **TRABAJO DE FIN DE GRADO**

**IMPACTO DE LA ELIMINACIÓN DE BARRERAS FLUVIALES SOBRE  
EL ESTADO ECOLÓGICO EN LA PARTE ESPAÑOLA DE LA  
DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO**

Autor: Sergio García Taboada

Tutor/es: Eugenio Molina-Navarro y Silvia Martínez-Pérez

2021

En vista de dar por concluido el Grado en Ciencias Ambientales con la redacción del presente Trabajo de Fin de Grado, quisiera agradecer eternamente a mis padres el apoyo incondicional, el enorme esfuerzo depositado en mí y los ánimos que me han dado en los momentos más difíciles de mi etapa universitaria, sin los cuales nunca habría llegado hasta aquí. En general, a mi familia, por guiar desde siempre mis pasos y motivarme para seguir adelante, y en especial a mi abuela, que aún tengo la suerte de compartir con ella esta experiencia.

En segundo lugar, quiero agradecer a la que se ha convertido en una persona muy especial para mí: mi mejor amiga y pareja, Isabel, por apoyarme tanto en la elaboración de este trabajo y por su infinita paciencia durante el proceso. Agradezco también a su padre, Manuel, por haberme prestado su tiempo para ayudarme con la redacción del mismo.

No menos importantes son el resto de las personas que han hecho esto posible: mis tutores académicos, Eugenio y Silvia, mis amigos y Beatriz, en quien reside gran parte del mérito.

Las últimas líneas están dedicadas a una de las personas más importantes de mi vida, que lamentablemente ya no está conmigo para ver este logro hecho realidad. Esto va por ti, abuelo. Estoy seguro de que te sentirías muy orgulloso de ver hasta dónde he llegado desde que te fuiste. Nunca te olvidaré.

## **Resumen**

La eliminación de barreras fluviales se postula como una actuación de especial relevancia para la mejora del estado ecológico de los ríos. Estas estructuras producen la fragmentación del ecosistema y la pérdida de continuidad fluvial, y repercuten negativamente sobre la hidromorfología, la calidad fisicoquímica del agua y, consecuentemente, sobre las comunidades biológicas. La Confederación Hidrográfica del Tajo lo considera como un tema importante en la consecución de los objetivos medioambientales establecidos por la Directiva Marco del Agua.

Este trabajo tiene como objetivo evaluar el impacto de la eliminación de barreras fluviales sobre el estado ecológico en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo. Para ello, se han identificado la tipología y distribución de los ríos en el territorio, las barreras eliminadas y las estaciones foronómicas y de control de la calidad aguas abajo de las mismas. Se ha analizado el valor de los indicadores de calidad referidos en la legislación vigente para evaluar el estado ecológico en esas estaciones, antes y después de ser demolidas dichas barreras.

Los resultados muestran que, a pesar de observar variaciones en algunos indicadores a nivel individual, la mayoría de los tramos fluviales estudiados (agrupados en cinco casos de estudio) no experimentaron cambios importantes en el estado ecológico global antes y después de las actuaciones. Sin embargo, sí mejora la continuidad fluvial y la eliminación de la barrera podría contribuir a la recuperación de las comunidades biológicas y a la mejora de la calidad fisicoquímica del agua. Es necesario abordar un monitoreo exhaustivo en futuras actuaciones y enfocar los esfuerzos en aquellas barreras cuyo impacto sobre los ríos sea mayor.

**Palabras clave:** Continuidad fluvial, eliminación de barreras, estado ecológico, presiones hidromorfológicas, Tajo, ríos.

## **Abstract**

The removal of river barriers is postulated as an action of special relevance in order to improve the river ecological status. These structures result in ecosystem fragmentation and loss of river continuity, and they negatively affect hydromorphology, physicochemical quality of water, and consequently, the biological communities. The Tagus River Basin Authority includes it as an important issue to achieve the environmental objectives established by the Water Framework Directive.

The aim of this work is to assess the impact of the removal of rivers barriers on the ecological status in the Spanish part of the Tagus River Basin District. To achieve it, the typology and distribution of the rivers in the territory, the eliminated barriers, and the stream gauging and quality control stations, downstream of those barriers have been identified. The quality indicators values referred in the current legislation before and after the demolition of the barriers have been analysed, thus assessing the ecological status in these stations.

The results reveal that, despite some individual parameters show certain variations, most of the fluvial sections studied (grouped in five study cases) did not experience significant changes in its global ecological status before and after the actions. However, river continuity improves and the removal could contribute to the biological communities recovery and to the improvement of the physicochemical quality of the water. It is necessary to address an exhaustive monitoring in future actions and focus the efforts on those barriers whose impact on rivers is greater.

**Key words:** Barriers removal, ecological status, river continuity, hydromorphological pressures, Tagus, rivers.



## GLOSARIO DE ABREVIATURAS

AMBER	Adaptive Management of Barriers in European Rivers
C.E	Caso de Estudio
CEDEX	Centro de Estudios Hidrográficos
CEMAS	Control del Estado de las Masas de Agua Superficial
CHT	Confederación Hidrográfica del Tajo
CR	Condición de Referencia
DIATMIB	Índice Multimétrico de Diatomeas Islas Baleares
DMA	Directiva Marco del Agua
DRE	Dam Removal Europe
ENRR	Estrategia Nacional de Restauración de Ríos
Fq	Fisicoquímico
IBMWP	Iberian Biomonitoring Working Party
IBMR	Índice Biológico de Macrófitos en Ríos
ICOLD	International Commission on Large Dams
IGN	Instituto Geográfico Nacional
IMMi-T	Índice Multimétrico Ibérico-mediterráneo
INVMIB	Índice Multimétrico de Invertebrados Islas Baleares
IPS	Índice de Polusensibilidad Específica
MAPA	Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación
MBi, MBf	Índice Multimétrico de Invertebrados Vasco
METI	Índice Multimétrico Específico del Tipo de Invertebrados Bentónicos.
MITECO	Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
NCA	Norma de Calidad Ambiental
QBR	Calidad del bosque de Ribera
RCE	Ratio de Calidad Ecológica
SAIH-ROEA	Sistema Automático de Información Hidrológica y Red Oficial de Estaciones de Aforo
WWF	World Wildlife Fund

# ÍNDICE

<b>1. INTRODUCCIÓN .....</b>	<b>Pág. 1</b>
 <b>2. MATERIALES Y MÉTODOS</b>	
<b>2.1. Descripción del área de estudio .....</b>	<b>Pág. 8</b>
<b>2.2 Recopilación de datos .....</b>	<b>Pág. 11</b>
<b>2.3 Análisis de los datos .....</b>	<b>Pág. 14</b>
 <b>3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN .....</b>	<b>Pág. 14</b>
 <b>4. CONCLUSIONES .....</b>	<b>Pág. 25</b>
 <b>5. REFERENCIAS.....</b>	<b>Pág. 26</b>
 <b>6. ANEXOS</b>	
<b>Anexo I.....</b>	<b>Pág. 36</b>
<b>Anexo II.....</b>	<b>Pág. 39</b>
<b>Anexo III.....</b>	<b>Pág. 43</b>
<b>Anexo IV .....</b>	<b>Pág. 46</b>
<b>Anexo V .....</b>	<b>Pág. 48</b>
<b>Anexo VI .....</b>	<b>Pág. 50</b>
<b>Anexo VII .....</b>	<b>Pág. 53</b>
<b>Anexo VIII .....</b>	<b>Pág. 70</b>

## 1. INTRODUCCIÓN

Los ríos son los elementos vertebradores de las cuencas hidrográficas (Sabater y Elo segi, 2009). Tienen su origen en la unión de pequeños arroyos que forman cauces sucesivamente de mayor envergadura, y confeccionan una red de drenaje dendrítica y jerarquizada a lo largo del territorio (Pozo y Elo segi, 2009). Por otra parte, presentan un gradiente longitudinal, transversal y vertical de condiciones fisicoquímicas, que induce cambios graduales en las comunidades biológicas (Fullerton et al., 2010). El término “continuidad” es utilizado con frecuencia para referirse a dicho gradiente (Vannote et al., 1980; Santucci et al., 2005; González del Tánago et al., 2006). Pese a ser los reservorios con menor capacidad de almacenamiento en el ciclo hidrológico (Allan y Flecker, 1993; Postel et al., 1996), los ríos configuran unos de los ecosistemas más biodiversos del mundo (Sabater et al., 2009) y proporcionan multitud de servicios ambientales de los que el ser humano se beneficia (Gregory et al., 1991; Murdoch et al., 2000; Allan y Castillo, 2007; Guevara et al., 2008; Sabater y Elo segi, 2009).

A pesar de ello, los ecosistemas fluviales son unos de los más explotados y degradados (Malmqvist y Rundle, 2002; Boon, 2012). Como consecuencia de las actividades antrópicas, muy pocos ríos en el mundo mantienen sus condiciones naturales intactas (Malmqvist y Rundle, 2002). La mayoría de ellos están afectados por problemas de eutrofización, por la introducción de especies exóticas invasoras y por la contaminación química con pesticidas, metales pesados, productos fitosanitarios o hidrocarburos (Boyd, 2019). Además, los diferentes usos atribuidos al agua, entre los que destaca la producción de energía hidroeléctrica, así como la satisfacción de las demandas hídricas o el control de las avenidas, implican la construcción de barreras de regulación, que fragmentan los ecosistemas fluviales y provocan la pérdida de continuidad en los ríos (Nilsson y Berggren, 2000; Sabater et al., 2009; O’Hanley, 2011; Zhao et al., 2012).

Las presas, azudes, diques y pasarelas (en adelante, barreras transversales), son las estructuras de regulación que causan un mayor impacto (O’Hanley, 2011; Birnie-Gauvin et al., 2018) y pueden afectar a todos los componentes del ecosistema (Poulet, 2007). Sus implicaciones ambientales han sido puestas de

manifiesto por Nilsson y Berggren (2000), Stanley y Doyle (2003), Allan y Castillo (2007), Asiaín et al. (2009), Enríquez et al. (2011) y Kondolf (2012), entre otros autores. Repercuten en la hidromorfología fluvial, en la medida que alteran el régimen natural del caudal, desequilibran el balance sedimentario del río y modifican la sección transversal del cauce, que a menudo se estrecha. Una de las consecuencias apreciables del angostamiento es el deterioro de los sotos por la detracción hídrica en las superficies inundables.

Estas barreras tienen a su vez repercusiones en la calidad fisicoquímica del agua. Los cambios en la esorrentía desembocan en la alteración de todos los parámetros que dependen del volumen de agua, como la temperatura, la solubilidad o la capacidad de dispersión de contaminantes.

El aspecto menos conocido es el impacto de las barreras transversales sobre la diversidad y abundancia de las comunidades biológicas. Las barreras constituyen en sí mismas un impedimento para la movilización de la fauna y la dispersión de propágulos. Este efecto es conocido como pérdida de continuidad en el río. Aguas abajo, la erosión del lecho fluvial por la descompensación del balance sedimentario tiene efectos visibles en toda la cadena trófica: la abrasión de la corriente impide el asentamiento de los productores primarios, que son la principal fuente de alimento y refugio para otros organismos situados en eslabones superiores. Aguas arriba de la barrera, el cambio de régimen lótico a léntico favorece la colonización de organismos invasores tanto animales como vegetales (Allan y Castillo, 2007; Asiaín et al., 2009; Enríquez et al., 2011).

La pérdida de continuidad fluvial por la presencia de barreras transversales es, en definitiva, una de las presiones más extendidas a escala mundial, que más repercute en la calidad del agua, en la geomorfología de los cauces y en general, en la biodiversidad de los ecosistemas lóticos (Allan y Flecker, 1993; Allan y Castillo, 2007). El Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático (IPCC) predice la intensificación de todos estos problemas, de continuar las tendencias actuales en el aumento generalizado de las temperaturas (Bates et al., 2008).

Estudios recientes sugieren que hay alrededor de 16.700.000 barreras fluviales en los ríos de todo el mundo (Jones et al., 2019), de las que 58.713 son barreras

transversales con una altura superior a quince metros (ICOLD, 2021). Tan solo en Europa, hay catalogadas 629.956 barreras (AMBER, 2020). El 30,5% del total son azudes, el 9,8% presas, y el 59,7% restante lo constituyen infraestructuras de menor envergadura. Aun así, los resultados pueden variar en función de la metodología empleada para el recuento (Belletti et al., 2020). A menudo las barreras de menor tamaño son subestimadas y no se incluyen en las bases de datos (Jones et al., 2019), lo que se traduce en la falta de inventarios rigurosos (Terêncio et al., 2021). España es el cuarto país del mundo en número de grandes presas, con un volumen mayor de 54.000 hm<sup>3</sup> de agua embalsada y 1.200 de esas infraestructuras que superan los quince metros de altura (García de Jalón et al., 2007). Asimismo, se tienen registros de 14.350 azudes (MAPA y MITECO, 2021), aunque la cifra exacta de estos últimos se desconoce (García de Jalón et al., 2007).

La eliminación de barreras transversales en los ríos ha cobrado cada vez más importancia desde principios del s. XX. Sin embargo, la repercusión de estas iniciativas en la morfología y la biodiversidad fluvial no comenzó a ser estudiada hasta los años 80 (Im et al., 2011; Kim y Choi, 2019). En la actualidad, se ha erigido como una herramienta fundamental para la restauración del medio ambiente hídrico (Rodríguez, 2015). Las ONGs de índole ecologista WWF, World Fish Migration Foundation, European Rivers Network, The River Trust, Rewilding Europe y The Nature Conservancy, junto con universidades de todo el mundo, entre ellas, la Universidad de Oviedo, aunaron esfuerzos a partir del año 2016 para impulsar los proyectos Dam Removal Europe (DRE) y Adaptive Management of Barriers in European Rivers (AMBER) (World Fish Migration Foundation, 2021): una serie de iniciativas concebidas para crear conciencia política, e inculcar a la población la importancia de dismantelar las barreras que obstaculizan los ríos europeos (DRE, 2021a).

En el contexto de los programas de restauración fluvial, la demolición de barreras puede revertir el impacto que generan en la calidad del agua de los ríos. A través de estas actuaciones, se restauran finalmente las comunidades bióticas del ecosistema, al recuperarse la continuidad longitudinal del cauce y sus condiciones hidromorfológicas naturales (González del Tánago et al., 2012; Ollero et al., 2014). Aun así, los objetivos ambientales perseguidos con la

eliminación han de compatibilizarse con las demandas hídricas de la población. Bednarek (2001) y Enríquez et al. (2011) remarcan además la importancia de gestionar correctamente los sedimentos atrapados tras las barreras, antes de su demolición. Las partículas finas retienen contaminantes con más facilidad que las de mayor granulometría y pueden ser liberados en altas concentraciones, una vez desaparezca el obstáculo. Por otro lado, la migración incontrolada de sedimentos aguas abajo, en ausencia de la barrera fluvial, puede incidir negativamente en la calidad biológica del agua, al tener las partículas un efecto abrasivo sobre el lecho y sobre las comunidades de macrófitos y macroinvertebrados.

En otro orden de cosas, el concepto de “calidad del agua” hace referencia a la expresión de un conjunto de parámetros biológicos y fisicoquímicos que determinan su aptitud para un determinado uso o función (Boyd, 2019). La calidad biológica es la piedra angular para el buen estado de conservación fluvial, y ésta depende a su vez de las condiciones fisicoquímicas del agua (García de Jalón, 2003; Kelly et al., 2007; Carballo et al., 2009; Herrera-Grao, 2015). Las comunidades biológicas de los cauces fluviales, en particular los peces, los macroinvertebrados y los organismos vegetales, son sensibles a una amplia gama de variables ambientales. Su tiempo de respuesta a las perturbaciones es mayor, en comparación con los parámetros fisicoquímicos. Por lo tanto, mientras que el análisis fisicoquímico del agua aporta una caracterización instantánea de su calidad, el empleo de indicadores biológicos ofrece una visión mucho más clara y objetiva (CHT, 2012; CHT, 2018). Hasta finales del s. XX el agua era concebida como un mero recurso extractivo. Su protección se ha limitado a garantizar el aprovechamiento humano y en pocas ocasiones ha sido con fines ambientales (Herrera-Grao, 2015).

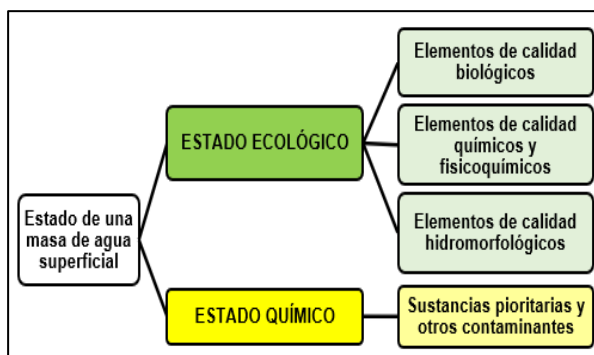
La Directiva Marco del Agua (DMA, DOCE núm. 327, 2000) supuso un cambio de paradigma en lo relativo a la gestión de los cauces fluviales y a la determinación de la calidad del agua (Embid, 2006; Molina-Navarro et al., 2014), ya que remarca la importancia de los ríos como ecosistemas fundamentales para la biodiversidad y la dotación de bienes y servicios (Herrera-Grao, 2015).

El estado ecológico (potencial ecológico, en el caso de las masas de agua artificiales o muy modificadas) es un concepto novedoso introducido por la DMA

que refleja la calidad del medio ambiente hídrico. Junto con el estado químico, determina el estado global de las aguas superficiales (DMA, artículo 2).

Según el anexo V de la DMA, estas pueden tener cinco clases de estado ecológico: muy bueno, bueno, moderado, deficiente o malo, y viene representado por el peor valor de estado de los elementos de calidad. Para los ecosistemas fluviales, el estado/potencial ecológico está determinado por la composición y abundancia de sus comunidades bióticas (elementos de calidad biológicos), que dependen de las propiedades abióticas del sistema fluvial: elementos de calidad químicos y fisicoquímicos y elementos de calidad hidromorfológicos (**Figura 1**). El estado de los elementos de calidad depende, en última instancia, del valor de sus indicadores.

Los Estados miembros tienen la responsabilidad de medir los parámetros representativos de cada indicador de calidad referido en el anexo V de la DMA. A los indicadores se les debe asignar una Condición de Referencia (CR), o valor observado en los ríos en condiciones naturales, además de valores umbral para el cambio de



**Figura 1. Componentes determinantes del estado global de una masa de agua superficial de la categoría río.**

clase de estado (DMA, anexo II). En el caso de los elementos de calidad químicos, se establecen concentraciones límite para una serie de contaminantes específicos, también llamadas Normas de Calidad Ambiental (NCA), que no se deben superar (DMA, anexo V). A efectos de la Directiva, las masas de agua superficial de la categoría río con características físicas, geográficas e hidromorfológicas similares, se deben agrupar en tipologías que faciliten la evaluación de su estado/potencial ecológico (DMA, anexo II). En base a lo anterior, un mismo río puede abarcar distintas tipologías.

A través de los denominados “Objetivos medioambientales” la DMA estableció para los Estados miembros la obligación de alcanzar, al menos, el buen estado/potencial ecológico en las masas de agua superficial de sus cuencas hidrográficas, administradas por las Demarcaciones Hidrográficas (DMA, artículo

4). Para ello, es necesario asegurar una buena composición y abundancia de las comunidades bióticas en el agua. Uno de los principales requisitos para tal fin, es mejorar la continuidad fluvial con la eliminación de las presiones antrópicas que impiden la migración de la fauna acuática y el transporte sedimentario (DMA, anexo V).

La mayor parte de las barreras desmanteladas desde el siglo pasado se localizaban en Europa y Estados Unidos (Kondolf, 2012; Ding et al., 2019). En el continente europeo se han demolido 4.984 barreras transversales hasta la fecha (Kim y Choi, 2019; DRE, 2021b). Entre los años 2005 y 2013 fueron demolidos seis azudes en el río Villestrup (Dinamarca) que impedían la migración anual de los salmónidos (*Salmo trutta*). Tras la actuación, aumentó considerablemente el número de individuos que consiguieron remontar el río en los años sucesivos (Birnie-Gauvin et al., 2018).

El desmantelamiento de barreras transversales en España no comenzó hasta principios del s. XXI (Ollero et al., 2014), cuando el entonces Ministerio de Medio Ambiente puso en marcha en 2005 la Estrategia Nacional de Restauración de Ríos (ENRR): un programa para contribuir a la consecución de los objetivos medioambientales establecidos por la DMA, mediante la eliminación de barreras fluviales obsoletas (MITECO, 2021b). En consecuencia, 334 infraestructuras están fuera de servicio desde entonces (MAPA y MITECO, 2021). Incluso la Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) lo incluye en su Esquemas de Temas Importantes, previa redacción del Plan Hidrológico de Cuenca para el período 2021-2027, como una de las principales medidas destinadas a la consecución de los objetivos medioambientales establecidos por la DMA (CHT, 2020).

La cuenca del Tajo ocupa el primer puesto en número de habitantes a nivel nacional (CHT, 2021c). Es la tercera más grande de España, tanto en extensión como en caudal circulante, precedida por las cuencas del Duero y del Ebro (MAPA y MITECO, 2021). Es también la segunda más regulada del país (CHT, 2020). En 2014 se desmanteló la presa de Robledo de Chavela en el río Cofio (Madrid) con una altura de 23 m (**Anexo I**). Fue la iniciativa más importante de España en lo que atañe a la puesta fuera de servicio de barreras transversales (Aguilera y Arenillas, 2015). La actuación supuso una mejoría del hábitat fluvial,



de las migraciones piscícolas y de las comunidades de macroinvertebrados (González et al., 2019).

Por otro lado, el impacto de las grandes presas en los ríos ha sido bien estudiado y documentado. En cambio, las consecuencias de las barreras más pequeñas y su puesta fuera de servicio son menos conocidas (Santucci et al., 2005). Cabe destacar también la escasez de estudios ejecutados a escala de cuenca hidrográfica, dada la falta de información sobre las barreras transversales de pequeño tamaño (Terêncio et al., 2021).

La mayoría de los estudios sobre el desmantelamiento de presas publicados hasta la fecha, abordan los cambios inducidos tras su eliminación en los procesos fluviales de erosión y sedimentación (Ding et al., 2019). Las implicaciones para la migración y la diversidad de la fauna piscícola es también un tema muy recurrente (Poulet, 2007; Branco et al., 2017). Sin embargo, la recuperación de la continuidad fluvial y su incidencia en la calidad biológica y fisicoquímica del agua es menos conocida. Sobre todo, se dispone de poca información sobre cómo las comunidades bióticas, en especial los macrófitos y los macroinvertebrados, responden a la eliminación de obstáculos fluviales (Im et al., 2011; Kim y Choi, 2019; Jones et al., 2020).

El objetivo principal del presente Trabajo de Fin de Grado es analizar el impacto de la eliminación de barreras fluviales sobre el estado/potencial ecológico de los ríos en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tago. Se pretende, por lo tanto, analizar las consecuencias de estas actuaciones sobre la calidad biológica, así como la repercusión en los elementos de calidad químicos y fisicoquímicos e hidromorfológicos que tienen implicaciones en la calidad biológica. Para ello, se han propuesto los siguientes objetivos específicos:

- Identificar las masas de agua superficial de la categoría río, su tipología y su distribución en el territorio.
- Localizar y caracterizar las barreras fluviales eliminadas en el área de estudio seleccionada desde la implementación de la ENRR hasta la fecha más reciente para la que existan registros.
- Localizar las estaciones de control y las estaciones foronómicas desde las que se obtienen los datos de calidad del agua.

- Aplicar a cada tipología fluvial los indicadores de calidad utilizados por la CHT, las CR correspondientes y las NCA de los contaminantes específicos, para evaluar el estado ecológico en esas estaciones antes y después de la demolición de las barreras.

## **2. MATERIALES Y MÉTODOS**

### **2.1. Descripción del área de estudio**

La cuenca hidrográfica del Tajo ocupa el sector central de la Península Ibérica, con dirección este-oeste, desde España hasta Portugal. El área total de la cuenca es de unos 81.450 km<sup>2</sup>, de los cuales 55.780 km<sup>2</sup> pertenecen a España. Se trata de una depresión geológica conocida como la Fosa del Tajo, apoyada sobre los materiales paleozoicos que conforman el Macizo Ibérico.

Su configuración actual culminó durante el Mioceno hace aproximadamente 20 millones de años, cuando la Orogenia Alpina terminó de definir los sistemas montañosos que la delimitan: el Sistema Central al norte, los Montes de Toledo al sur y por el este, las estribaciones del Sistema Ibérico. Los sedimentos que rellenan la depresión son más finos a medida que se alejan de los ejes montañosos principales. Van desde materiales detríticos gruesos, a yesos y calizas evaporíticas. Proceden sobre todo de la erosión del Sistema Central y de la Cordillera Ibérica durante el Neógeno. Sobre ellos se instala, en el Período Cuaternario, la red de drenaje que se observa en la actualidad (Acaso et al., 2007; CHT, 2021c).

En cuanto a la fisiografía de la cuenca, el Sistema Central presenta elevaciones por encima de los 2.000 m de altitud, mientras que los Montes de Toledo y las cordilleras derivadas del Sistema Ibérico rondan los 1.000-1.500 m. La altitud media en el eje central experimenta una disminución progresiva desde los 1.000 m en las parameras de La Alcarria, hasta cotas inferiores a los 200 m junto a la frontera con Portugal (**Figura 2**).

Esta región geográfica tiene un clima mediterráneo continental con predominio del tipo climático Csa, según la clasificación de Köppen. La temperatura media anual varía entre los 15-17°C en la franja central de la depresión, y los 7,5-10°C en las zonas montañosas. La precipitación media para la serie temporal 1940-

2006 es de 648 mm año<sup>-1</sup>. Se concentra sobre todo en las cordilleras occidentales del Sistema Central, donde pueden acumularse hasta 1.400 L/m<sup>2</sup>. Mientras tanto, las zonas más áridas de la cuenca no superan los 500 L/m<sup>2</sup> anuales (AEMET, 2018; CHT, 2021c). Por su parte, la ETP media oscila entre los 700 y más de 1.300 mm año<sup>-1</sup>, lo que da lugar a un balance hidrológico desfavorable en casi toda la cuenca y pone de manifiesto los altos niveles de estrés hídrico que presenta (CHT, 2020).

La cuenca atraviesa el territorio de doce provincias de Castilla y León, Aragón, Castilla la Mancha, Madrid y Extremadura. El río Tajo nace en la Sierra de Albarracín, en Teruel (España) y tras un recorrido de 1.092 km, vierte sus aguas al Océano Atlántico a través del estuario del mar de la Paja, junto a la ciudad de Lisboa (Portugal), con un caudal medio de 8.273 hm<sup>3</sup>/año para el período 1980-2006 (CHT, 2021c). En la parte española de la demarcación, el Tajo es alimentado a lo largo de sus 857 km de longitud por 63.135 km de afluentes. Sus principales tributarios por la margen derecha son los ríos Jarama, Guadarrama, Alberche, Tiétar y Alagón, y por la margen izquierda, los ríos Guadiela, Algodor, Almonte y Salor.

Las barreras transversales, como se aprecia en la **Figura 2**, suponen una de las principales amenazas para el buen estado ecológico de los ríos en la cuenca. Actualmente hay 281 grandes presas y 1.012 azudes que en conjunto suman una capacidad de embalse de 11.056 hm<sup>3</sup>, 343 barreras longitudinales (entre las que se incluyen 60 tramos fluviales con canalizaciones, protecciones o coberturas del cauce) y más de 2.000 puntos de intersección con vías de comunicación, en forma de puentes, vados o pasarelas.

Otras presiones significativas con implicaciones en el estado ecológico de los ríos son (**Anexo II**): 858 vertidos, sobre todo de origen urbano, 380 vertederos situados a menos de un kilómetro de alguna masa de agua, y 6.971 puntos de extracción hídrica. El abastecimiento a una población de 7.833.089 habitantes, con una demanda de 787 hm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup>, supone el 16% de las extracciones, aunque la mayor parte (un 71%) están destinadas al riego. Hay 1,7 millones de hectáreas dedicadas a la actividad agrícola en la cuenca, que demandan un volumen de 1.747 hm<sup>3</sup> año<sup>-1</sup> (CHT, 2015; CHT, 2020; CHT, 2021c)



# PARTE ESPAÑOLA DE LA DEMARCACIÓN HIDROGRÁFICA DEL TAJO

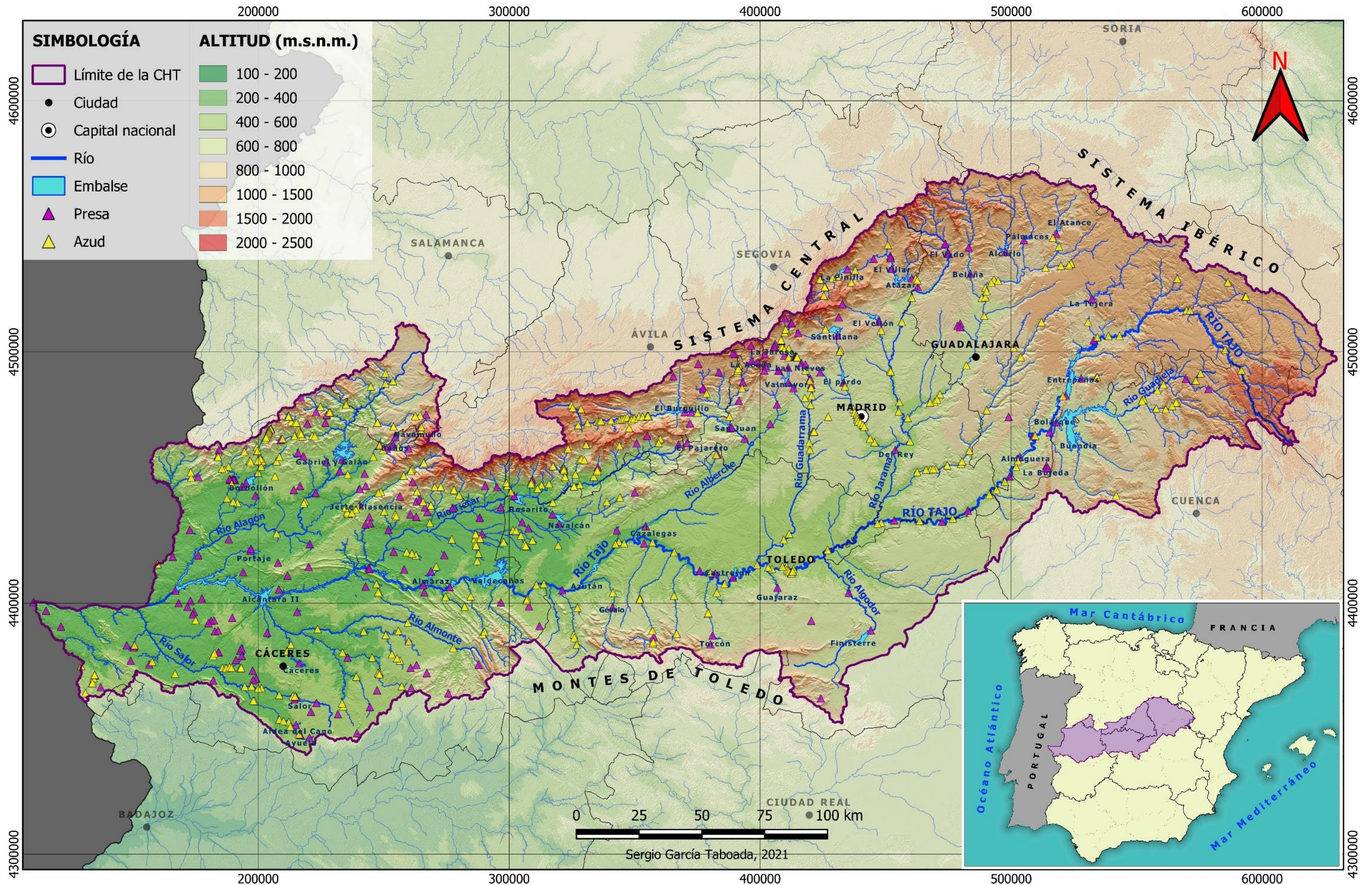


Figura 2. Mapa de localización y relieve del área de estudio. Se muestran los afluentes más relevantes del río Tago, así como los principales embalses y las barreras transversales catalogadas en el año 2008 por la CHT, a través del inventario de presiones DATAGUA-2008. Elaborado con el software QGIS 3.14.16 a partir de los datos obtenidos en CHT (2021b) y MITECO (2021c).



## **2.2. Recopilación de datos**

En primer lugar, se hizo uso del Sistema de Información Geográfica del MAPA/MITECO (GeoPortal MAPA/MITECO; MAPA y MITECO, 2021), con el propósito de identificar las masas de agua superficial de la categoría río presentes en el área de estudio, su tipología y su distribución. Adicionalmente ha consultado en el GeoPortal MAPA/MITECO el grado de naturalidad de cada masa de agua (natural, artificial o muy modificada), lo cual condiciona el aspecto que debe ser evaluado: el estado o el potencial ecológico. El mismo visor cartográfico sirvió para localizar las barreras fluviales eliminadas.

Posteriormente, se ha recurrido al visor de información geográfica de la Confederación Hidrográfica del Tajo (Visor CHTAJO; CHT, 2021e) para localizar las estaciones de control de la calidad. Una vez localizadas, se han seleccionado aquellas que cumplen con las siguientes condiciones: están ubicadas en el mismo cauce fluvial, aguas abajo de una barrera eliminada; entre la barrera en cuestión y la estación de control no se interpone ningún embalse, y en caso de que dos o más barreras eliminadas se encontrasen próximas en el mismo cauce, ha sido considerada una sola estación situada aguas abajo de la más inferior para evaluar el impacto del conjunto.

Las estaciones de aforo de la demarcación se han localizado a través del Sistema de Información de Redes de Seguimiento del Estado e Información Hidrológica (MITECO, 2021e). Han sido seleccionadas aquellas que cumplen con las mismas condiciones citadas anteriormente. En las estaciones de aforo y de control seleccionadas se ha analizado la serie temporal 2005-2019.

Los indicadores representativos de los elementos de calidad biológicos, químicos y fisicoquímicos e hidromorfológicos utilizados en España, las CR, los valores umbral para el cambio de clases de estado y las NCA de los contaminantes específicos (elementos de calidad químicos) fueron obtenidos del Real Decreto 817/2015 (BOE núm. 219, 2015 artículo 10, anexo II y anexo V, respectivamente). Para el caso particular de la confederación se ha consultado el informe sobre el Estado ecológico y químico de los ríos en la cuenca hidrográfica del Tajo 2012/2015 (CHT, 2018).

La **Tabla 1** recoge los elementos de calidad aplicables a los ríos españoles, y sus indicadores representativos.

**Tabla 1. Elementos de calidad referidos en el Real Decreto 817/2015 para la evaluación del estado/potencial ecológico de los ríos, e indicadores representativos de cada elemento.**

	Elemento	Indicador
<b>Elementos de calidad biológicos</b>	Composición y abundancia de fauna bentónica de invertebrados	<ul style="list-style-type: none"> <li>• IBMWP</li> <li>• IMMI-T</li> <li>• METI</li> <li>• Mbi</li> <li>• MBf</li> <li>• INVMIB</li> </ul>
	Composición y abundancia de flora acuática	<ul style="list-style-type: none"> <li>• IBMR (macrófitos)</li> <li>• IPS (diatomeas)</li> <li>• DIATMIB (diatomeas Baleares)</li> </ul>
	Composición, abundancia y estructura de edades de fauna ictiológica	-
<b>Elementos de calidad químicos y fisicoquímicos</b> (de soporte a los elementos de calidad biológicos)	Condiciones térmicas y de oxigenación, salinidad, estado de acidificación y nutrientes	<ul style="list-style-type: none"> <li>• pH</li> <li>• Oxígeno disuelto (mg / L)</li> <li>• Saturación de oxígeno (%)</li> <li>• Amonio (mg NH<sub>4</sub><sup>+</sup> / L)</li> <li>• Fosfatos (mg PO<sub>4</sub><sup>3-</sup> / L)</li> <li>• Nitratos (mg NO<sub>3</sub><sup>-</sup> / L)</li> </ul>
	Contaminantes específicos vertidos en cantidades significativas	Ver <b>Anexo VI</b> de este documento
<b>Elementos de calidad hidromorfológicos</b> (de soporte a los elementos de calidad biológicos)	Régimen hidrológico	-
	Continuidad del río	-
	Condiciones morfológicas	<b>QBR</b>

Para conocer el valor de los indicadores biológicos, fisicoquímicos e hidromorfológicos muestreado en los ríos se han consultado los resultados analíticos disponibles en el sitio Web de la CHT relativos al estado/potencial ecológico de los años 2006 al 2018 (CHT, 2021d). Tal y como se muestra en el ejemplo de la **Tabla 2**, extraída del mismo sitio Web, los resultados de los distintos indicadores están dispuestos en filas sucesivas. Los datos contenidos en cada fila han sido sometidos previamente a una revisión de su nivel de confianza por la Administración (anexo III del Real Decreto 817/2015). Para la evaluación del Estado/Potencial Ecológico, además de éstos, se tienen en cuenta los contaminantes específicos (indicadores de calidad químicos) incluidos en el anexo V del Real Decreto 817/2015.

**Tabla 2. Fragmento del documento “Resultados obtenidos en ríos para los años 2006 al 2018”.**

CÓD. PUNTO	COD. EST. SPF	Provincia	Cauce	Fecha	IBMWP	IBMR	IMMI-T	IPS	QBR	pH	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (%sat)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)
TA01NM01	TA51201006	GU	B. GRANDE	22-5-08	98			16,5	80	8,0	7,5		0,05		<1
TA01NM01	TA51201006	GU	B. GRANDE	3-6-09	62			19,4	80	7,8	8,1		0,05		<1

(CÓD. PUNTO) Código Europeo de la Estación; (CÓD. EST. SPF) Código de la Demarcación Hidrográfica del Tajo para la estación; (IBMWP, IBMR, IMMI-T, IPS) Indicadores biológicos; (O<sub>2</sub>, Amonio, Fosfato, Nitrato) Indicadores fisicoquímicos; (QBR) Indicadores hidromorfológicos.

La fecha señalada en la tabla se corresponde con el muestreo de los indicadores biológicos. Los resultados fisicoquímicos hacen referencia a la media de las muestras analizadas durante el año. Los indicadores IBMWP, IBMR, IMMI-T, IPS, QBR y pH son adimensionales. FUENTE: modificado a partir de los datos de CHT (2021d).

Los indicadores biológicos e hidromorfológicos tienen una periodicidad de muestreo anual y son dichos valores los que se toman para analizar la calidad biológica e hidromorfológica del agua (CHT, 2018). Los resultados se corresponden con el muestreo llevado a cabo por la CHT en las campañas anuales de primavera (desde abril hasta junio), al ser la época del año más indicada para comparar el valor obtenido con las CR en cada río. Además, tanto los macroinvertebrados como los macrófitos presentan en primavera una mayor densidad y diversidad (CHT, 2012).

Por su parte, los indicadores químicos y fisicoquímicos tienen una periodicidad de recogida de datos trimestral, aunque algunos años la periodicidad de muestreo es bimestral e incluso mensual. No obstante, el valor tomado finalmente para determinar la calidad química y fisicoquímica del agua es anual y se obtiene al calcular el promedio de los datos mensuales disponibles en CHT (2021a). Para el cálculo se debe disponer, al menos, de los valores trimestrales (CHT, 2018) y en el caso de los indicadores fisicoquímicos es realizado por la propia Confederación, como se refleja en la **Tabla 2**.

La concentración de los contaminantes específicos detectada en los ríos se ha obtenido igualmente del sitio Web de la CHT, donde se pueden consultar los informes anuales y resultados analíticos relativos al control fisicoquímico de aguas superficiales de los años 2003 al 2019 (CHT, 2021a). Se ha calculado el promedio anual de los datos mensuales siempre y cuando se cumpliera la frecuencia mínima de muestreo de cuatro valores cada año.

En las estaciones de aforo se mide el caudal en continuo, disponiendo de datos diarios. Los datos hidrométricos se han extraído del Anuario de Aforos 2017-2018 del Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX, 2020). Dado que el estado/potencial ecológico es evaluado anualmente, se han calculado los caudales medios anuales expresados en m<sup>3</sup>/s.

En aquellos indicadores químicos o fisicoquímicos cuyo resultado es inferior al límite de cuantificación, éste se ha fijado en la mitad del valor del límite (anexo III del Real Decreto 817/2015). Para los casos en los que no se tienen datos de algún indicador fisicoquímico en CHT (2021d) (ver el ejemplo de la **Tabla 2**), se

ha calculado el promedio anual a partir de los datos mensuales disponibles en CHT (2021a), a condición de darse la frecuencia mínima de muestreo necesaria.

### **2.3. Análisis de los datos**

Se han representado gráficamente los resultados de los indicadores, lo que ha permitido ver la evolución y tendencia de la calidad del agua a lo largo del tiempo. La determinación del estado cualitativo de los indicadores se efectuó con arreglo al artículo 15 del Real Decreto 817/2015. Para evaluar el estado/potencial ecológico de los ríos se ha seguido el proceso iterativo desarrollado en el anexo III del Real Decreto 817/2015, disponible también en MITECO (2021a). Ambos se pueden consultar en el **Anexo III** de este trabajo.

La información recopilada se ha dividido en casos de estudio (C.E.) para facilitar su visualización. Cada C.E. comprende los elementos necesarios para abordar los objetivos de este trabajo: un tramo de río, del cual se conocen su tipología y su naturalidad, en el que se han eliminado una o más barreras fluviales próximas; una estación de control de la calidad con resultados analíticos biológicos, químicos y fisicoquímicos e hidromorfológicos anteriores y posteriores a la demolición y, en caso de disponerse, una estación de aforo. Ambos tipos de estaciones han de cumplir las condiciones establecidas en el segundo párrafo del apartado 2.2 de este trabajo.

## **3. RESULTADOS Y DISCUSIÓN**

En la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo hay catalogadas 323 masas de agua superficial de la categoría río. 191 son naturales, 58 muy modificadas y solo una cuenta con la denominación de artificial. Diez de las 37 tipologías fluviales establecidas para el territorio español están presentes en el área de estudio. Las que aparecen con mayor frecuencia son: R-T01 en el sector occidental de la cuenca, R-T11 en las estribaciones del Sistema Central y R-T12 en el tercio más oriental.

Por otra parte, en el área de estudio se han identificado 24 barreras fluviales obsoletas que fueron desmanteladas entre los años 2005 y 2019. En la **Tabla 3** se recoge la información referente a las mismas. Con el propósito de agilizar su



identificación en este documento, cada una tiene asignado un código numérico (1-24).

**Tabla 3. Barreras transversales obsoletas eliminadas en la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo.**

Nº	Tipo	Nombre	Altura (m)	Provincia	Coordenadas		Cauce	Ejec.	Demol.
					X	Y			
1	Az.	Sin nombre	1	Guadalajara	495.720	4.563.379	Arroyo Valdecobas	N.D.	2010
2	Az.	Sin nombre	5,5	Guadalajara	498.072	4.547.922	Río Bronova	N.D.	2012
3	E.af.	Sin nombre	N.D.	Madrid	428.910	4.529.448	Río Lozoya	N.D.	2019
4	Az.	Pinilla del Valle	3	Madrid	430.812	4.530.304	Río Lozoya	1967	2009
5	Az.	Sin nombre	1,5	Madrid	433.910	4.518.503	Río Guadalix	N.D.	2012
6	Az.	Sin nombre	1	Madrid	424.481	4.510.994	Río Manzanares	N.D.	2017
7	Pr.	Manzanares el Real*	1	Madrid	424.452	4.510.912	Río Manzanares	N.D.	2017
8	Az.	El Tranco (garganta Camorza)	6	Madrid	425.000	4.510.505	Río Manzanares	1945	2007
9	Az.	Puente Herreras	3	Madrid	418.251	4.492.897	Río Guadarrama	1950	2010
10	Pr.	Playa de Madrid	6	Madrid	436.129	4.480.110	Río Manzanares	1932	2019
11	Pr.	Robledo (toma)	13,3	Madrid	391.610	4.493.815	Río Cofío	1983	2011
12	Az.	Sin nombre	0,5	Madrid	391.187	4.492.837	Río Cofío	N.D.	2017
13	Pr.	Robledo de Chavela	22,7	Madrid	393.191	4.488.073	Río Cofío	1968	2014
14	Ps.	Sin nombre	1	Ávila	378.280	4.483.069	Río Becedas	N.D.	2012
15	Az.	Venero Claro (Fábrica de la Luz)	4	Ávila	358.715	4.474.803	Río Alberche	N.D.	2014
16	Az.	Sin nombre	1	Ávila	366.209	4.460.987	Río Tiétar	N.D.	2011
17	Az.	Sin nombre	1	Ávila	366.126	4.460.783	Río Tiétar	N.D.	2011
18	Az.	Sin nombre	1	Ávila	363.630	4.459.669	Río Tiétar	N.D.	2011
19	Mol.	Sin nombre	1,7	Cáceres	248.360	4.394.871	Río Almonte	N.D.	2018
20	E.af.	Sin nombre	N.D.	Cáceres	247.360	4.394.673	Río Almonte	N.D.	2018
21	Mol.	Sin nombre	N.D.	Cáceres	246.385	4.394.485	Río Almonte	N.D.	2018
22	Az.	Puente de la Herrería	2,8	Cáceres	285.125	4.397.992	Río Ibor	N.D.	2010
23	Bd.	Arroyo de la Aguilucha	0,5	Toledo	316.530	4.405.962	Arroyo de la Aguilucha	N.D.	2016
24	Az.	La Central	5	Toledo	341.018	4.383.180	Río Gévalo	N.D.	2015

(Nº) Número identificativo de la barrera en este documento; (Tipo) Tipología: Az. = Azud, E.af. = Estación de aforos, Pr. = Presa, Ps. = Pasarela, Mol. = Molino, Bd. = Badén; (Ejec.) Año de construcción; (Demol.) Año de demolición.

\*El nombre original de esta barrera, según los datos de MAPA y MITECO (2021), es “Robledo de Chavela”. Para evitar confusiones con la barrera Nº 13, le ha sido asignado el nombre de “Manzanares el Real”, en función del municipio donde se encontraba.

Las barreras eliminadas se encontraban en masas de agua naturales, a excepción de las barreras 10 y 15, que estaban construidas sobre masas muy modificadas. Para las barreras 1, 5 y 23 no hay datos sobre el grado de naturalidad de las masas de agua (**Anexo IV**). Por otro lado, el 63% de las barreras se ubicaban en la cabecera de sus respectivos cauces, el 29% en el tramo medio y el 8% restante (barreras 1 y 23) en el tramo bajo, cercanas a la desembocadura. Con respecto a la tipología de los ríos, la mayoría de las barreras desmanteladas se ubicaban sobre ríos de tipología R-T11 (46%). El resto se distribuye a razón de un 21% sobre la tipología R-T08, un 12,5% sobre R-T01 y un 8% sobre R-T15. Para las barreras 1, 5 y 23 (un 12,5% del total), no hay datos sobre la tipología fluvial (**Figura 3**).

Las estaciones de control de la calidad biológica del agua forman parte de la Red de Control del Estado de las Masas de Agua Superficial (CEMAS). Todas ellas tienen una estación adjunta en la que se miden los parámetros químicos y fisicoquímicos (estaciones de control fisicoquímico asociadas). Las estaciones de aforo forman parte de la Red Integrada de Estaciones de Aforo SAIH-ROEA (Sistema Automático de Información Hidrológica y Red Oficial de Estaciones de Aforo). En total, hay 258 estaciones de la Red CEMAS con su estación de control fisicoquímico asociada, 309 estaciones de la Red SAIH-ROEA y 74 puntos de muestreo para la fauna ictiológica (**Anexo V**).

En las **Tablas 4 y 5** se recoge la información de las estaciones seleccionadas por cumplir con las condiciones del apartado 2.2 de este trabajo. Las estaciones CEMAS tienen asignado un código (A-E), las estaciones de control fisicoquímico asociadas, un código (FQ-A – FQ-E) y las estaciones de aforo un código (E1-E3) para agilizar su identificación en este documento.

**Tabla 4. Estaciones de la Red CEMAS seleccionadas (con el fondo en color verde) y estaciones de control fisicoquímico asociadas (con el fondo en color amarillo).**

Letra	Código UE	Código	Cauce	Coordenadas	
				X	Y
<b>A</b>	TA05NM05	TA50805B01	Rio Manzanares	425.349,86	4.510.489,75
<b>FQ-A</b>	61	TA50805001	Rio Manzanares	424889	4510463
<b>B</b>	TA12133	TA55707B11	Rio Cofio	391.182,64	4.492.858,92
<b>FQ-B</b>	86	TA55707011	Rio Cofio	388.104	4.478.859
<b>C</b>	TA12131	TA55707B12	Rio Cofio	387.907,37	4.473.978,84
<b>FQ-C</b>	308	TA55707012	Rio Cofio	387.907	4.473.979
<b>D</b>	TA12158	TA57908B01	Rio Tiétar	358.146,12	4.459.561,92
<b>FQ-D</b>	274	TA57908001	Rio Tiétar	358.146	4.459.562
<b>E</b>	TA08NM02	TA68208B02	Rio Gévalo	338.379,19	4.385.945,45
<b>FQ-E</b>	338	TA68208002	Rio Gévalo	338.379	4.385.945

(Letra) Código identificativo de la estación en este documento;  
(Código UE) Código Europeo de la Estación registrado en el Visor CHTAJO; (Código) Código de la Demarcación Hidrográfica del Tajo para la estación, registrado en el Visor CHTAJO.

**Tabla 5. Estaciones de aforo de la Red SAIH-ROEA seleccionadas.**

Cod.	Código SAIH-ROEA	Coordenadas	
		X	Y
<b>E1</b>	3071	426.717	4.508.687
<b>E2</b>	3180	387.540	4.474.713
<b>E3</b>	3161	325.768	4.446.569

(Cod.) Código identificativo de la estación en este documento;  
(Código SAIH-ROEA) Número identificativo de la estación registrado en el Anuario de Aforos.

La composición, abundancia y estructura de edades de la fauna

ictiológica no se ha incluido en la evaluación del estado/potencial ecológico de este trabajo debido a la falta de puntos de muestreo aguas arriba de las barreras fluviales desmanteladas (lugar en el que debe evaluarse este indicador biológico), y a la ausencia de datos posteriores a la eliminación de las mismas.

La combinación de los elementos disponibles permite establecer cinco casos de estudio (C.E.) (**Figura 3 y Anexo VII**).



# CASOS DE ESTUDIO PARA LA EVALUACIÓN DEL ESTADO/POTENCIAL ECOLÓGICO

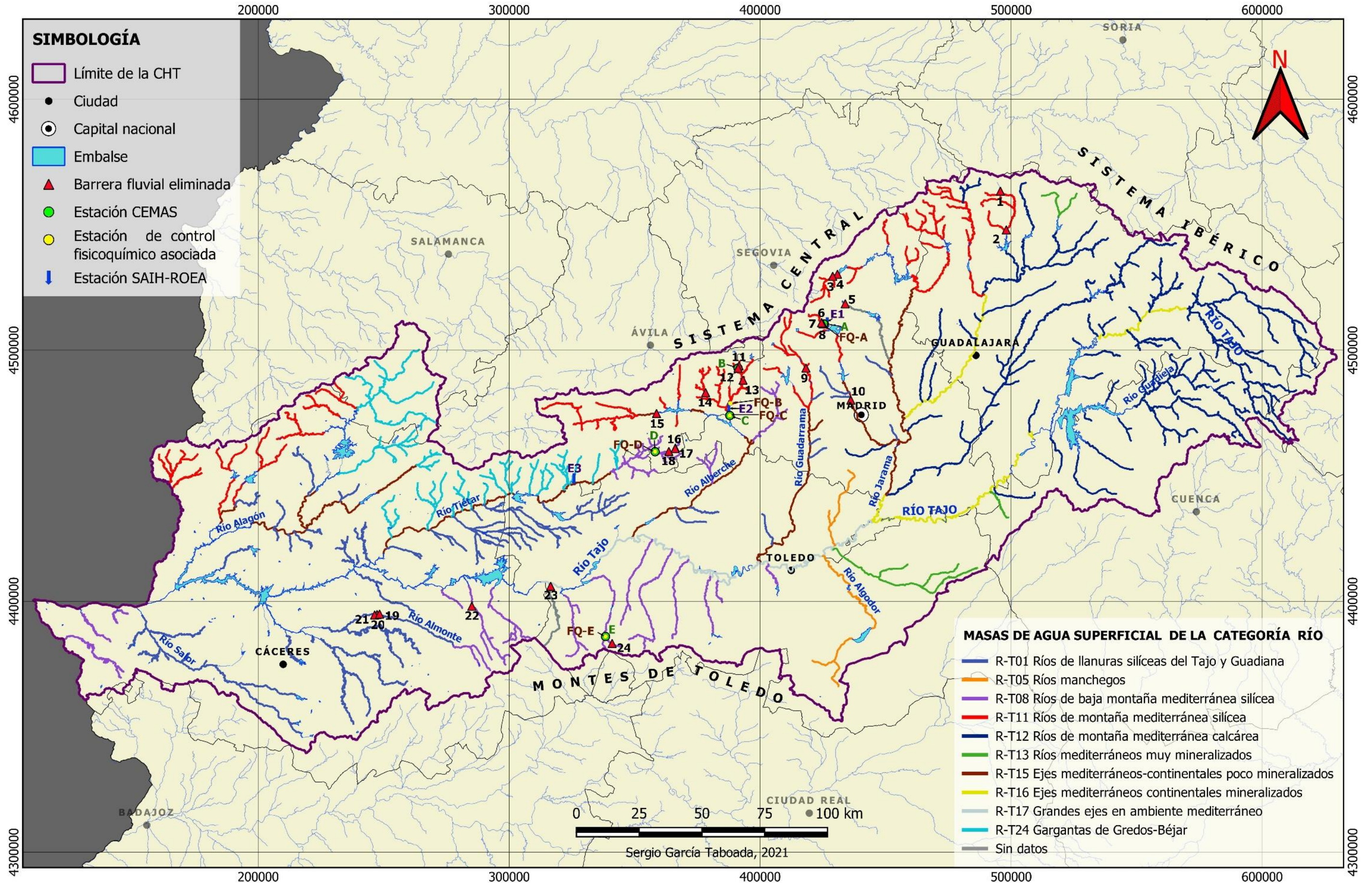


Figura 3. Mapa del área de estudio donde se representan los elementos considerados para analizar el impacto de la eliminación de barreras fluviales en el estado/potencial ecológico de los ríos. Elaborado con el software QGIS 3.14.16 a partir de los datos obtenidos en CHT (2021b) y MITECO (2021c).



Los elementos de cada C.E. están incluidos en la **Tabla 6**. Las CR y los límites de cambio de clases de estado empleados en los mismos quedan recogidos en el **Anexo VI**.

**Tabla 6. Elementos que forman los casos de estudio considerados.**

C.E.	Cauce	Tipología fluvial	Barreras eliminadas	Estaciones		
				CEMAS	Fq. Asociada	Aforo
1	Río Manzanares	R-T11	6, 7, 8	A	FQ-A	E1
2	Río Cofio	R-T11	11, 12, 13	B	FQ-B	E2
3	Río Cofio	R-T11	11, 12, 13	C	FQ-C	E2
4	Río Tiétar	R-T08	16, 17, 18	D	FQ-D	E3
5	Río Gévalo	R-T08	24	E	FQ-E	-

Las diez barreras que integran los C.E. se ubicaban sobre masas de agua naturales (**Anexo IV**). Por lo tanto, el aspecto a evaluar en los cinco casos es el estado ecológico de los ríos. Todas ellas menos la 13, que se localizaba en el tramo medio del río Cofio, estaban construidas en la cabecera de sus respectivos cauces fluviales. En el **Anexo VIII** se pueden visualizar imágenes aéreas obtenidas de IGN (2015) con la ubicación que ocupaban las barreras referidas en la **Tabla 6**.

En los C.E.3, 4 y 5 es posible analizar el estado ecológico de los ríos tras la eliminación de todas las barreras fluviales que los integran, pues las estaciones biológicas y fisicoquímicas están aguas abajo del conjunto de barreras. Sin embargo, en el C.E.1, que consta de tres barreras (6, 7 y 8), la estación FQ-A está ubicada aguas arriba de la barrera 8 (**Anexo VII – Ficha 1**) no permitiendo incluir esta última en la evaluación del estado ecológico para el tramo correspondiente del río Manzanares. En el C.E.2, la estación FQ-B se encuentra aguas abajo de las barreras 11, 12 y 13, mientras que la estación B está ubicada aguas abajo únicamente de la barrera 11 (**Anexo VII – Ficha 2**). Al no disponer de parámetros biológicos, químicos y fisicoquímicos e hidromorfológicos para el conjunto de barreras, no es posible evaluar en este caso el impacto de eliminar las infraestructuras mencionadas sobre el estado ecológico del río Cofio.

Los tramos fluviales estudiados en los C.E.1, 3 y 5 no muestran variaciones significativas en los indicadores de calidad desde al menos un año antes de la eliminación de las barreras. En consecuencia, no experimentan cambios en el

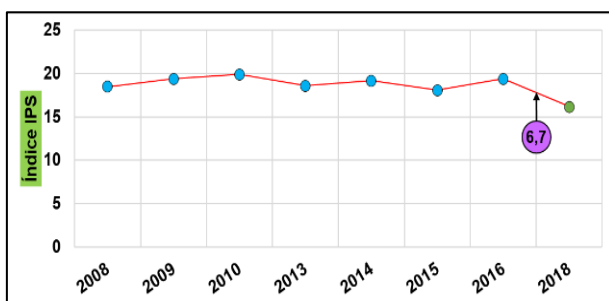
estado ecológico. Éste mantiene la misma clase en los tres casos: Bueno en el C.E.1, Moderado en el C.E.3 y Muy bueno en el C.E.5 (**Figura 4**).

Fecha	Estado Ecológico			
	C.E.1	C.E.3	C.E.4	C.E.5
2007				
2008				
2009				
2010				
2011		11	16, 17, 18	
2013				
2014		13		
2015				24
2016				
2017	6, 7	12		
2018				

**Figura 4.** Estado ecológico de los C.E.1, 3, 4 y 5. (■) Muy bueno. (■) Bueno. (■) Moderado. (■) Deficiente. (■) Malo. (■) Código numérico de las barreras eliminadas. (■) Sin datos del estado ecológico.

Los contaminantes específicos se mantienen muy por debajo de las NCA en los cinco C.E. Su concentración media anual se sitúa incluso por debajo del límite de cuantificación para la mayoría de ellos (**Anexo VII**).

Aunque no se han observado cambios significativos en el estado ecológico global, sí se han detectado variaciones en algunos parámetros de manera individual. En el C.E.1, el Índice de Polusensibilidad Específica de Diatomeas (IPS) disminuye 2,5 puntos con respecto a la media ( $18,7 \pm 1,15$ ) en 2018 y empeora su clase de estado de Muy Bueno a Bueno (**Figura 5**). Los indicadores fisicoquímicos e hidromorfológicos conservan la clase de estado Muy bueno antes y después de la demolición (**Anexo VII – Ficha 1**).



**Figura 5.** Evolución temporal del índice IPS de diatomeas, medido en la estación A.

El territorio que atraviesa este tramo del río Manzanares pertenece al Parque Regional de la Cuenca Alta del Manzanares y al Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama. Se trata de un enclave muy concurrido y utilizado en algunos tramos como zona de

baño. En 2015, se prohibió este uso recreativo por la amenaza que suponía para

el estado ecológico del río (Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama, 2021). A pesar de ello, la afluencia de visitantes sigue siendo elevada (López-Rodríguez et al., 2020). La presión antrópica que soporta la zona podría suponer un foco de contaminación que haya afectado recientemente a las comunidades de diatomeas.

En apoyo a esta hipótesis, Flores-Stulzer et al. (2017) afirman que la presencia de especies como *N. filiformes* y *N. palea* y de *N. cryptotenella* así como *N. minima* evidencia condiciones sanitarias deterioradas en las aguas del río. De hecho, el Informe de Ensayo de laboratorio disponible en CHT (2021d), donde se analiza la composición y abundancia de diatomeas bentónicas en la estación A, revela la presencia de *Navicula cryptotenella* en 2018, con una abundancia de 4,9‰. Ni *N. cryptotenella* ni las demás especies de diatomeas citadas están presentes en años anteriores.

Los C.E. 2 y 3, ambos en el río Cofio, muestran una evolución temporal similar de los tres grupos de indicadores, aunque el RCE medio del C.E.2 para los índices IBMWP ( $0,9 \pm 0,23$ ) e IPS ( $0,83 \pm 0,13$ ) es mayor que en el C.E.3: IBMWP = ( $0,53 \pm 0,11$ ) e IPS = ( $0,74 \pm 0,07$ ) (**Figura 6**). La diferencia observada entre ambos C.E. podría deberse a la distancia que separa las estaciones B y C (36,96 km), y a que están ubicadas respectivamente en la cabecera y en la desembocadura del río Cofio. La discrepancia entre los valores medios de los parámetros fisicoquímicos es menos acusada entre los dos C.E. Una distancia más corta entre las estaciones FQ-B y FQ-C (8,99 km) explicaría la mayor similitud de los valores (**Anexo VII – Fichas 2 y 3**).

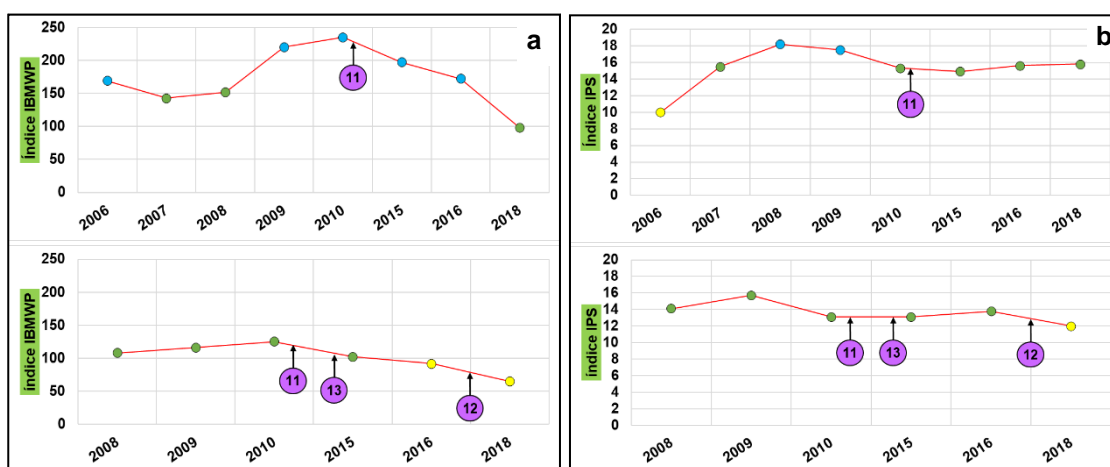


Figura 6. Evolución temporal de los índices IBMWP (a) e IPS (b) en el C.E.2 (superior) y el C.E.3 (inferior)

El índice IBMWP muestra una tendencia descendente para los C.E.2 y 3 a partir del 2010, que se prolonga hasta el último año de la serie y empeora la clase de estado de Muy bueno a Bueno y de Bueno a Moderado, respectivamente. El índice IPS no experimenta cambios significativos, manteniendo la misma clase de estado en el C.E.2. Tras el desmantelamiento de la barrera 12 en 2017, la clase de estado del IPS empeora de bueno a moderado en el C.E. 3 (**Figura 6**).

El tramo que comprende el nacimiento del río Cofio hasta su desembocadura en el embalse de San Juan está afectado por numerosas presiones de origen antrópico: una densidad de población de entre 10-500 hab./km<sup>2</sup> con numerosas zonas residenciales próximas al cauce; diez vertidos urbanos, de los cuales tres proceden de núcleos con más de 10.000 habitantes equivalentes; cuatro vertederos con afección detectada a las aguas superficiales; seis extracciones hídricas para el riego y de aprovechamiento hidroeléctrico, y una notable extensión en el tramo bajo del río Sotillo (tributario del Cofio por la margen derecha) dedicada al cultivo (**Anexo II**).

La causa por la que algunos parámetros de calidad como los índices IBMWP, IPS, QBR y las condiciones de oxigenación muestran un comportamiento opuesto al esperable tras la eliminación de barreras podría residir en dichas presiones. Además, las barreras 11, 12 y 13 están separadas por una distancia de entre 38,1 y 26,9 km aguas arriba de las estaciones de control, excepto la barrera 11 y la estación B, separadas tan solo por una distancia de 1,19 km. Mellado-Díaz et al. (2019) han encontrado en España patrones de recuperación fluvial hasta 30-40 km aguas abajo de una antigua presa. En este caso, sin embargo, las presiones citadas que amenazan la calidad del agua en un tramo tan amplio podrían ser suficientes para eclipsar el efecto positivo de la eliminación de obstáculos.

El deterioro del bosque de ribera a partir del año 2010, tras comenzar a eliminarse las sucesivas barreras, se hace evidente en los dos C.E. al observar la evolución del índice QBR (**Figura 7**)

Arenillas (2015) menciona la propagación de un incendio en el año 2012 que asoló casi toda la cuenca del río Cofio. La perturbación del Índice QBR observada en los dos C.E., en torno a la misma fecha, sería explicada entonces

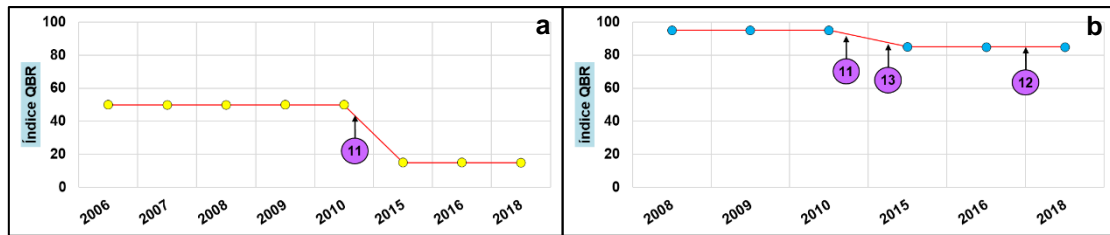


Figura 7. Evolución temporal del índice QBR en el C.E.2 (a) y en el C.E.3 (b)

por las consecuencias del incendio. Por otra parte, para obtener el valor del índice QBR en una estación de control biológico se deben seleccionar transectos paralelos al cauce de entre 50 y 100 m, así como la franja perpendicular a éste que ocuparían potencialmente los sotos (Munné et al., 2003). Las imágenes aéreas obtenidas de IGN (2015) denotan la presencia de cultivos y una zona residencial en un radio superior a 100 m respecto de la estación B, que impiden el crecimiento de la vegetación riparia en todo su potencial. Esta podría ser la causa de los valores anormalmente bajos del índice QBR para un tramo fluvial de cabecera (C.E.2).

González et al. (2019) monitorearon entre 2016 y 2018 la abundancia de fauna ictiológica en varios puntos cercanos a la antigua ubicación de la barrera 13 (**Figura 8**). Como punto de control seleccionaron un tramo aguas arriba que no se había visto afectado por el embalse. Los resultados en el punto de control manifestaron una mejora de la conectividad longitudinal del río Cofio, en cuanto

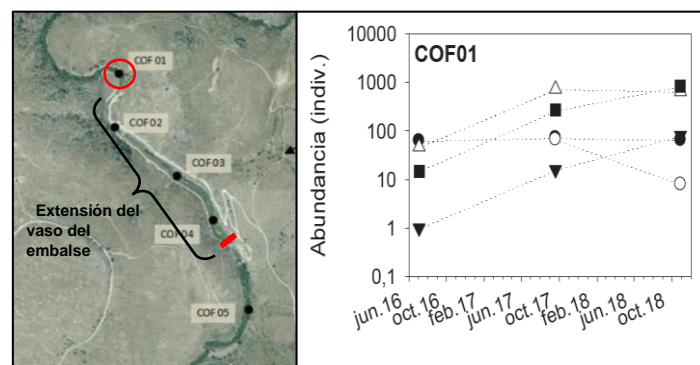


Figura 8. Abundancia de especies piscícolas en el punto COF-01, medida aguas arriba de la barrera eliminada 13. (●) *Luciobarbus bocagei*; (○) *Pseudochondrostoma polylepis*; (▼) *Squalius pyrenaicus*; (△) *Squalius alburnoides*; (■) *Gobio lozanoi*.

\*La barra roja indica la ubicación de la antigua presa de Robledo de Chavela. El círculo rojo marca el punto de control. FUENTE: modificado a partir de la Figura 1 de González et al. (2019).



que la abundancia de peces se incrementó para tres de las cinco especies muestreadas.

En el C.E.4, el estado ecológico del río Tiétar empeora de Moderado a Deficiente tras la eliminación de tres pequeños azudes en 2011 (**Anexo VII – Ficha 4**). El descenso es debido a una notable disminución del índice IBMWP en 57 puntos con respecto al 2010 (**Figura 9**).

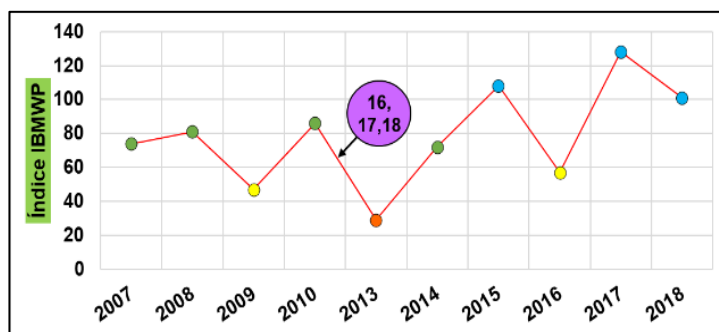


Figura 9. Evolución de del índice IBMWP, medido en la estación D.

Con todo, la evolución observada en la comunidad de macroinvertebrados bentónicos responde a un patrón de recuperación fluvial tras la eliminación de barreras, advertido por algunos autores como Bednarek (2001) y Enríquez et al. (2011) que sugieren un episodio de degradación, fruto de la liberación repentina de los sedimentos retenidos tras las barreras, seguido por un episodio posterior de recuperación. Los valores ligados a un estado óptimo de calidad son cada vez más predominantes con respecto a los años anteriores a la demolición. En un principio no podría atribuirse el comportamiento fluctuante del índice IBMWP al régimen de caudales.

El índice QBR y la concentración de  $\text{NO}_3^-$  muestran un incremento de calidad al ser eliminadas las barreras 16, 17 y 18, que se traduce en la mejora de la clase de estado en ambos (**Figura 10**).

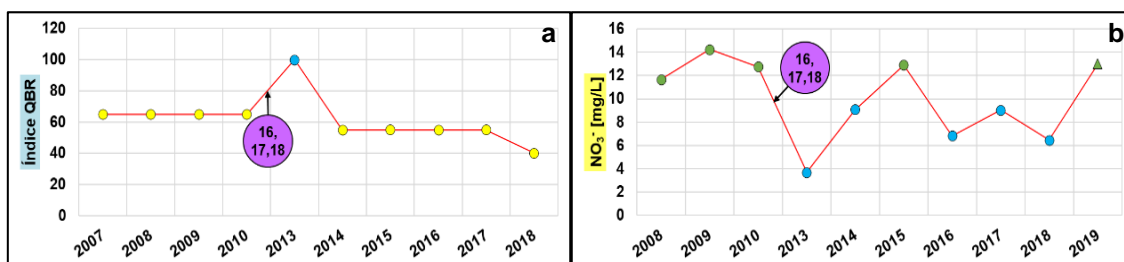


Figura 10. Evolución del índice QBR (a), y de la concentración de nitratos (b) medida en las estaciones D y FQ-D.

Aunque la concentración de  $\text{NO}_3^-$  sugiere igualmente un proceso de recuperación a largo plazo, su tendencia fluctuante podría deberse al régimen hidrológico, coincidiendo años de menor caudal con mayores concentraciones y viceversa.

La elevada concentración de nutrientes en el agua, el estado de degradación del bosque de ribera y los valores puntuales del índice IBMWP, son responsables de que el estado ecológico no supere la clase de estado Moderado en toda la serie temporal. La cabecera del río Tiétar soporta presiones relevantes, en especial derivadas de la densidad poblacional, la agricultura y la presencia de vertederos con afección a las aguas superficiales (**Anexo II**), que podrían ser la causa de lo indicado en las líneas precedentes.

En el C.E.5, los tres grupos de indicadores exhiben valores propios de la máxima clase de estado antes y después de ser eliminada la barrera 24. El RCE de los indicadores biológicos, dentro del rango correspondiente a la clase de estado Muy bueno, es superior a uno en los índices IBMR e IPS, y en cinco de los ocho valores del índice IBMWP. Esto significa que los parámetros biológicos analizados son incluso superiores a las CR establecidas por la CHT (**Anexo VII – Ficha 5**). La concentración media de  $\text{PO}_4^{3-}$  ( $0,11 \pm 0,1$  mg/L) es excedida en 0,19 unidades en el año 2015 y empeora la clase de estado del indicador de Muy bueno a Bueno (**Figura 11**), lo que supone la variación más significativa en los valores de este C.E. observada en torno a la eliminación de la barrera.

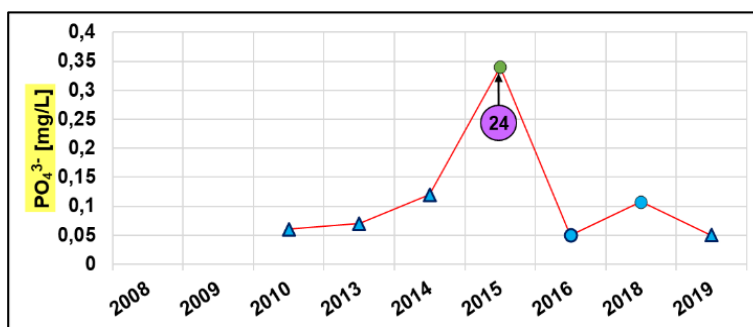


Figura 11. Evolución de la concentración media de  $\text{PO}_4^{3-}$ , medida en la estación FQ-E. El símbolo circular en color morado contiene el código numérico de las barreras desmanteladas y señala el año de demolición.

El tramo de cabecera del río Gévalo, hasta el embalse del Gévalo, fue declarado Reserva Natural Fluvial en 2015. Según el documento que desarrolla la

propuesta de medidas de gestión de la Reserva (MITECO, 2021d), su grado de naturalidad y estado de conservación es muy bueno. La barrera 24 no suponía una presión importante para las condiciones hidromorfológicas o la continuidad del río. No obstante, pese a que la actividad agropecuaria es notoria en la zona, no explicaría el pico observado en la concentración de fosfatos puesto que la concentración de amonio no sigue el mismo patrón. Éste podría deberse a la coincidencia de alguno de los muestreos efectuados en la estación FQ-E con un evento de precipitación intensa.

#### **4. CONCLUSIONES**

- Se ha evaluado el estado ecológico en los ríos de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo, en torno a la puesta fuera de servicio de barreras fluviales.
- Se han seleccionado diez de las 24 barreras obsoletas desmanteladas, distribuidas en cuatro tramos fluviales de los ríos Manzanares, Cofio, Tiétar y Gévalo; cinco de las 258 estaciones de la Red CEMAS con su estación de control fisicoquímico asociada y tres de las 309 estaciones de la Red SAIH-ROEA, conformando finalmente 5 casos de estudio.
- Los resultados sugieren que las barreras eliminadas no suponían una presión significativa en la mayoría de los tramos fluviales analizados. Como consecuencia, su eliminación no ha tenido implicaciones relevantes en el estado ecológico.
- A pesar de ello, sí mejora la continuidad fluvial en el C.E. 3, viéndose favorecida la movilidad de la fauna. Asimismo, en el C.E. 4, correspondiente al río Tiétar, se observa una mayor abundancia y diversidad de macroinvertebrados bentónicos en el agua a largo plazo, la reducción de la concentración de nutrientes y la regeneración de los sotos.
- Este trabajo revela la necesidad de abordar un monitoreo exhaustivo anterior y posterior a la eliminación de futuras barreras, y enfocar los esfuerzos en aquellas cuyo impacto sobre el estado ecológico de los ríos sea mayor.

## 5. REFERENCIAS

- Acaso, E., Martín-Loeches, M., Moya, M.E., Ruiz, B. y Calonge, A. (2007) *Cuadernos del Campus. Naturaleza y Medio Ambiente Nº4. Geología y geomorfología del Campus*. Alcalá de Henares: Universidad de Alcalá
- Agencia Estatal de Meteorología (AEMET) (2018) *Mapas climáticos de España (1981-2010) y ETo (1996-2016)*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica
- Aguilera, L. y Arenillas, L. (2015) Puesta fuera de servicio de la presa de Robledo de Chavela en el río Cofio y restauración de su cauce y riberas. En: *II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial. Actas del congreso*. Celebrado el 9-11 junio 2015 en Pamplona. Navarra: Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF), pp. 149-155
- Allan, J.D. y Flecker, A.S. (1993) Biodiversity Conservation in Running Waters: Identifying the major factors that threaten destruction of riverine species and ecosystems. *BioScience*, 43 (1), pp. 32-43
- Allan, J. D., y Castillo, M. M. (2007) *Stream ecology: structure and function of running waters*. 2nd ed. Dordrecht: Springer
- Arenillas, L. (2015) Session A5: A Dam Removal in Robledo de Chavela (Madrid, Spain) and River Restoration. En: *International Conference on Engineering and Ecohydrology for Fish Passage 2015*. Celebrado el 22-24 junio en Groningen, University of Massachusetts Amherst
- Asiaín, A., Bartolomé, J. y Vega, I. (Eds.) (2009) *Liberando ríos Propuestas de WWF para el desmantelamiento de presas en España*. Madrid: WWF España
- Bates, B., Kundzewicz, Z.W., Wu, S. y Palutikof, J. (Eds.) (2008) *El Cambio Climático y el Agua. Documento técnico del Grupo Intergubernamental de Expertos sobre el Cambio Climático*. Ginebra: Secretaría del IPCC
- Bednarek, A. T. (2001) Undamming rivers: a review of the ecological impacts of dam removal. *Environmental management*, 27 (6), pp. 803-814

- Belletti, B., Garcia de Leaniz, C., Jones, J., Bizzi, S., Börger, L., Segura, G., Castelletti, A., Van de Bund, W., Aarestrup, K., Barry, J., Belka, K., Berkhuysen, A., Birnie-Gauvin, K., Bussettini, M., Carolli, M., Consuegra, S., Dopico, E., Feierfeil, T., Fernández, S., Fernandez, P., García-Vazquez, E., Garrido, S., Giannico, G., Gough, P., Jepsen, N., Jones, P.E., Kemp, P., Kerr, J., King, J., Łapińska, M., Lázaro, G., Lucas, M.C., Marcello, L., Martin, P., McGinniti, P., O'Hanley, J., Olivo del Amo, R., Parasiewicz, P., Pusch, M., Ricon, G., Rodriguez, C., Royte, J., Schneider, C., Tummers, J.S., Vallesi, S., Vowles, A., Verspoor, E., Wanningen, H., Wantzen, K.M., Wildman, L. y Zalewski, M. (2020) More than one million barriers fragment Europe's rivers. *Nature*, 588 (7838), pp. 436-441.
- Birnie-Gauvin, K., Candee, M.M., Baktoft, H., Larsen, M.H., Koed, A. y Aarestrup, K. (2018) River connectivity reestablished: Effects and implications of six weir removals on brown trout smolt migration. *River Research and Applications*, 34 (6), pp. 548-554
- Boon, P.J. (2012) Revisiting the Case for River Conservation. En: *River Conservation and Management*. Ed. por Boon, P.J. y Raven, P.J. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, pp. 3-16
- Boyd, C. E. (2019). *Water quality: an introduction*. 2nd ed. Auburn: Springer Nature.
- Branco, P., Amaral, S. D., Ferreira, M. T., & Santos, J. M. (2017) Do small barriers affect the movement of freshwater fish by increasing residency? *Science of the Total Environment*, 581, pp. 486-494
- Carballo, R., Cancela, J.J., Iglesias, G., Martín, A., Neira, X.X. y Cuesta, T.S. (2009) WFD Indicators and Definition of the Ecological Status of Rivers. *Water Resour Manage*, 23 (11), pp. 2231-2247
- Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2012) *Evaluación del estado ecológico y químico de las masas de agua. Categoría: ríos [2007-2011]*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo

- Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2015) *Plan hidrológico de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo
- Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2018) *Estado ecológico y químico de los ríos en la cuenca hidrográfica del Tajo 2012/2015*. Madrid: Confederación Hidrográfica del Tajo
- Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2020) *Esquema de Temas Importantes de la parte española de la Demarcación Hidrográfica del Tajo*. Madrid: Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico
- Ding, L., Chen, L., Ding, C., y Tao, J. (2019a) Global trends in dam removal and related research: a systematic review based on associated datasets and bibliometric analysis. *Chinese geographical science*, 29 (1), pp. 1-12
- Embid, A. (2006) El derecho de aguas de la Unión Europea contemplado desde la perspectiva española. Consideración especial de la Directiva Marco Comunitaria 2000/60/CE. En: *El agua en el siglo XXI: gestión y planificación*. Ed. por Cuadrat, J.M. Zaragoza: Institución «Fernando el Católico», pp. 57-82
- Enríquez, A., Carrasco, M.J., Varela, J.M. y Anegón, C. (2011) Evaluación ambiental de azudes en cauces mediterráneos. *Revista Digital del Cedex*, (162), pp. 73-86
- Flores-Stulzer, E., Villalobos-Sandí, N., Piedra-Castro, L. y Scholz, C. (2017) Evaluación breve de la presencia de diatomeas y su relación con algunos parámetros físico-químicos en el río Pirro, Heredia, Costa Rica. *Uniciencia*, 31 (2), pp. 99-109
- Fullerton, A. H., Burnett, K. M., Steel, E. A., Flitcroft, R. L., Pess, G. R., Feist, B.E., Torgersen, C.E., Miller, D.J. y Sanderson, B. L. (2010) Hydrological connectivity for riverine fish: measurement challenges and research opportunities. *Freshwater biology*, 55 (11), pp. 2215-2237
- García de Jalón, D. (2003) The Spanish experience in determining minimum flow regimes in regulated streams. *Canadian Water Resources Journal*, 28 (2), pp. 185-198

- García de Jalón, D., Sánchez, R. y Serrano, J. (2007) *Alteraciones de los regímenes de caudales de los ríos*. Madrid, Ministerio de Medio Ambiente y Universidad Politécnica de Madrid
- González del Tánago, M., García de Jalón, D., Lara, F. y Garilleti, R. (2006) Índice RQI para la valoración de las riberas fluviales en el contexto de la directiva marco del agua. *Ingeniería Civil*, 143, pp. 97-108.
- González del Tánago, M., García de Jalón, D. y Román, M. (2012) River Restoration in Spain: Theoretical and Practical Approach in the Context of the European Water Framework Directive. *Environmental Management*, 50 (1), pp. 123-139
- González, G., Aguado, R., Pedescoll, A. y Arenillas, L. (2019) Estado ecológico del río Cofio tras la demolición de la presa de Robledo de Chavela. En: *Actas del III Congreso Ibérico de Restauración Fluvial*. Celebrado el 12-14 junio en Murcia, Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF), pp.746-753
- Gregory, S. V., Swanson, F. J., McKee, W. A., y Cummins, K. W. (1991) An ecosystem perspective of riparian zones. *BioScience*, 41 (8), pp. 540-551
- Guevara, G., Reinoso, G., García, J.E., Franco, L.M., García, L.J., Yara, D.C., Briñez, N., Ocampo, M.L., Quintana, M.I., Pava, D.Y., Flórez, N.Y., Ávila, M.F., Hernández, E.E., Lozano, L.A., Guapucal, M., Borrero, D.A. y Olaya, E.J. (2008) Aportes para el análisis de ecosistemas fluviales: una visión desde ambientes ribereños. *Revista Tumbaga*, 1 (3), pp.109-127
- Herrera-Grao, T. (2015) De las “limpiezas de ríos” a la conservación y mantenimiento de ríos. Una oportunidad para la conservación y el empleo. En: *II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial. Actas del congreso*. Celebrado el 9-11 junio 2015 en Pamplona. Navarra: Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF), pp. 386-396
- Im, D., Kang, H., Kim, K. H., y Choi, S. U. (2011) Changes of river morphology and physical fish habitat following weir removal. *Ecological Engineering*, 37 (6), pp. 883-892

- Jones, J., Börger, L., Tummers, J., Jones, P., Lucas, M., Kerr, J., Kemp, P., Bizzi, S., Consuegra, S., Marcello, L., Vowles, A., Belletti, B., Versproof, E., Van de Bund, W., Gough, P. y de Leaniz, C. G. (2019) A comprehensive assessment of stream fragmentation in Great Britain. *Science of the total environment*, 673, pp. 756-762
- Jones, P. E., Consuegra, S., Börger, L., Jones, J., y Garcia de Leaniz, C. (2020) Impacts of artificial barriers on the connectivity and dispersal of vascular macrophytes in rivers: A critical review. *Freshwater Biology*, 65 (6), pp. 1165-1180
- Kelly, M., Juggins, S., Guthrie, R., Pritchards, S., Jamieson, J., Rippey, B., Hirst, H. y Yallop, M. (2007) Assessment of ecological status in U.K. rivers using diatoms. *Freshwater Biology*, 53 (2), pp. 403-422
- Kim, S. K., y Choi, S. U. (2019) Ecological evaluation of weir removal based on physical habitat simulations for macroinvertebrate community. *Ecological Engineering*, 138, pp. 362-373
- Kondolf, G.M. (2012) The Espace de Liberté and Restoration of Fluvial Process: When Can the River Restore Itself and When Must we Intervene? En: *River Conservation and Management*. Ed. por Boon, P.J. y Raven, P.J. Chichester: John Wiley & Sons, Ltd, pp. 225-241
- López-Rodríguez, M. D., Ruiz-Mallén, I., Oteros-Rozas, E., March, H., Keller, R., Lo, V. B., Cebrián-Piqueras, M.A. y Andrade, R. (2020) Delineating participation in conservation governance: Insights from the Sierra de Guadarrama National Park (Spain). *Environmental Science & Policy*, 114, pp. 486-496
- Malmqvist, B. y Rundle, S. (2002) Threats to the running water ecosystems of the world. *Environmental conservation*, 29 (2), pp. 134-153
- Mellado-Díaz, A., Sánchez-González, J. R., Guareschi, S., Magdaleno, F. y Velasco, M. T. (2019) Exploring longitudinal trends and recovery gradients in macroinvertebrate communities and biomonitoring tools along regulated rivers. *Science of the Total Environment*, 695, pp. 1-12



- Molina-Navarro, E., Trolle, D., Martínez-Pérez, S., Sastre-Merlín, A. y Jeppensen, E. (2014) Hydrological and water quality impact assessment of a Mediterranean limno-reservoir under climate change and land use management scenarios. *Journal of Hydrology*, 509, pp. 354-366
- Munné, A., Prat, N., Solà, C., Bonada, N., y Rieradevall, M. (2003) A simple field method for assessing the ecological quality of riparian habitat in rivers and streams: QBR index. *Aquatic conservation: marine and freshwater ecosystems*, 13(2), pp. 147-163
- Murdoch, P.S., Baron, J.S. y Miller, T.L. (2000) Potential effects of climate change on surface-water quality in North America. *Journal of the American Water Resources Association*, 36 (2), pp. 347-366
- Nilsson, C., y Berggren, K. (2000) Alterations of riparian ecosystems caused by river regulation. *BioScience*, 50 (9), pp. 783-792
- O'Hanley, J. R. (2011) Open rivers: barrier removal planning and the restoration of free-flowing rivers. *Journal of environmental management*, 92 (12), pp. 3112-3120
- Ollero, A., Ibisate, A., Acín, V., Ballarín, D., Besne, P., Díaz, E., Ferrer-Boix, C., Granado, D., Herrero, X., Horacio, J., Martín-Vide, J.P., Mesanza, A., Mora, D. y Sánchez, I. (2014) Geomorfología y restauración fluvial: seguimiento del derribo de presas en Gipuzkoa. *Cuadernos de Investigación Geológica*, 40 (1), pp. 67-88
- Postel, S.L., Daily, G.C. y Ehrlich, P.R. (1996) Human Appropriation of Renewable Fresh Water. *Science*, 271 (5250), pp. 785-788
- Poulet, N. (2007) Impact of weirs on fish communities in a piedmont stream. *River Research and Applications*, 23 (9), pp. 1038-1047
- Pozo, J. y Elozegi, A. (2009) El marco físico: la cuenca. En: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Ed. por Elozegi, A. y Sabater, S. Bilbao: Fundación BBVA, pp. 15-21
- Rodríguez, J. (2015) Estado de la implementación de la Directiva Marco del Agua en Europa y España. Papel de la restauración de ríos en la consecución

- del objetivo de buen estado ecológico. En: *II Congreso Ibérico de Restauración Fluvial. Actas del congreso*. Celebrado el 9-11 junio 2015 en Pamplona. Navarra: Centro Ibérico de Restauración Fluvial (CIREF), pp. 149-155
- Sabater, S. y Elozegi, A. (2009) Presentación: Importancia de los ríos. En: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Ed. por Elozegi, A. y Sabater, S. Bilbao: Fundación BBVA, pp. 15-21
- Sabater, S., Donato, J.C., Giorgi, A. y Elozegi, A. (2009) El río como ecosistema. En: *Conceptos y técnicas en ecología fluvial*. Ed. por Elozegi, A. y Sabater, S. Bilbao: Fundación BBVA, pp. 23-37
- Santucci, V. J., Gephard, S. R. y Pescitelli, S. M. (2005) Effects of multiple low-head dams on fish, macroinvertebrates, habitat, and water quality in the Fox River, Illinois. *North American Journal of Fisheries Management*, 25 (3), pp. 975-992
- Stanley, E. H., y Doyle, M. W. (2003) *Trading off: the ecological effects of dam removal*. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 1 (1), pp. 15-22
- Terêncio, D. P. S., Pacheco, F. A. L., Sanches, L. F., y Cortes, R. M. V. (2021) Is it safe to remove a dam at the risk of a sprawl by exotic fish species? *Science of The Total Environment*, 771, pp. 1-12
- Vannote, R. L., Minshall, G. W., Cummins, K. W., Sedell, J. R., y Cushing, C. E. (1980) The river continuum concept. *Canadian journal of fisheries and aquatic sciences*, 37 (1), pp. 130-137
- Zhao, Q., Liu, S., Deng, L., Dong, S., Yang, Z., y Yang, J. (2012) Landscape change and hydrologic alteration associated with dam construction. *International Journal of Applied Earth Observation and Geoinformation*, 16, pp. 17-26

## PÁGINAS WEB

Adaptive Management of Barriers in European Rivers (AMBER) (2020) *Amber Barrier Atlas*. Disponible en: <https://amber.international/european-barrier-atlas/> [consulta: 29 junio 2021]

Centro de Estudios Hidrográficos (CEDEX) (2020) *Anuario de Aforos 2017 - 2018. Modalidades de consulta. Descarga datos organismo de cuenca*. Disponible en: <https://ceh.cedex.es/anuarioaforos/demarcaciones.asp> [consulta: 29 junio 2021]

Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2021a) *Aguas Superficiales: Control físicoquímico*. Disponible en: [http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados\\_Informes/Paginas/RISupFisicoQu%C3%ADmico.aspx](http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Paginas/RISupFisicoQu%C3%ADmico.aspx) [consulta: 29 junio 2021]

Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2021b) *Descarga de Capas*. Disponible en: <http://www.chtajo.es/LaCuenca/Paginas/DescargaDCapas.aspx> [consulta: 29 junio 2021]

Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2021c) *La cuenca*. Disponible en: <http://www.chtajo.es/LaCuenca/Paginas/default.aspx> [consulta: 29 junio 2021]

Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2021d) *Ríos: Estado/Potencial Ecológico*. Disponible en: [http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados\\_Informes/Paginas/RISupEstadoR%C3%ADos.aspx](http://www.chtajo.es/LaCuenca/CalidadAgua/Resultados_Informes/Paginas/RISupEstadoR%C3%ADos.aspx) [consulta: 29 junio 2021]

Confederación Hidrográfica del Tajo (CHT) (2021e) *Visor CHTAJO*. Disponible en: <http://visor.chtajo.es/VisorCHT/> [consulta: 29 junio 2021]

Dam Removal Europe (DRE) (2021a) *Home*. Disponible en: <https://damremoval.eu/about/> [consulta: 29 junio 2021]

Dam Removal Europe (DRE) (2021b) *Removed Barriers*. Disponible en: <https://damremoval.eu/dam-removal-map-europe/> [consulta: 29 junio 2021]

International Commission on Large Dams (ICOLD) (2021) *World Register of Dams*. Disponible en: <https://www.icold->

[cigb.org/GB/world\\_register/general\\_synthesis.asp](http://cigb.org/GB/world_register/general_synthesis.asp) [consulta: 29 junio 2021]

Instituto Geográfico Nacional (IGN) (2015) *Visor Iberpix*. Disponible en: <http://www.ign.es/iberpix2/visor/> [consulta: 29 junio 2021]

Ministerio de Agricultura, Pesca y Alimentación (MAPA) y Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2021) *GeoPortal MAPA/MITECO*. Disponible en: <https://sig.mapama.gob.es/geoportal/> [consulta: 29 junio 2021]

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2021a) *Concepto de estado*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/estado-y-calidad-de-las-aguas/aguas-superficiales/concepto-estado/> [consulta: 29 junio 2021]

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2021b) *Estrategia Nacional de Restauración de Ríos*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/estrategia-nacional-restauracion-rios/default.aspx> [consulta: 29 junio 2021]

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2021c) *Descargas del Área de actividad del Agua*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/cartografia-y-sig/ide/descargas/agua/default.aspx> [consulta: 29 junio 2021]

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2021d) *Reserva Natural Fluvial del río Gévalo*. Disponible en: <https://www.miteco.gob.es/es/agua/temas/delimitacion-y-restauracion-del-dominio-publico-hidraulico/Catalogo-Nacional-de-Reservas-Hidrologicas/informacion/tajo/rio-gevalo/default.aspx> [consulta: 29 junio 2021]

Ministerio para la Transición Ecológica y el Reto Demográfico (MITECO) (2021e) *Sistema de Información de Redes de seguimiento del estado e información hidrológica*. Disponible en: <https://sig.mapama.gob.es/redes-seguimiento/> [consulta: 29 junio 2021]

Parque Nacional de la Sierra de Guadarrama (2021) *RNF Río Manzanares*. Disponible en:

<https://www.parquenacionalsierraguadarrama.es/es/normativa/zonificacion/277-reservas-naturales-fluviales> [consulta: 29 junio 2021]

World Fish Migration Foundation (2021) *Dam Removal Europe*. Disponible en: <https://worldfishmigrationfoundation.com/portfolio-item/dam-removal-europe/> [consulta: 29 junio 2021]

## **LEGISLACIÓN**

DOCE. Diario Oficial de la Unión Europea, 22 de diciembre de 2000, número 327. Directiva 2000/60/CE del Parlamento Europeo y del Consejo, de 23 de octubre de 2000 por la que se establece un marco comunitario de actuación en el ámbito de la política de aguas.

BOE. Boletín Oficial del Estado, 12 de septiembre de 2015, número 219. Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, por el que se establecen los criterios de seguimiento y evaluación del estado de las aguas superficiales y las normas de calidad ambiental.

# **ANEXO I**

**Desmantelamiento de la presa de Robledo de Chavela en el río Cofio (Madrid).**

**(A) Estado de la presa anterior a la demolición. (B) Eliminación de la infraestructura por detonación en septiembre de 2014. (C) Tramo del río Cofio en mayo de 2015, donde se encontraba la presa. FUENTE: Arenillas (2015)**





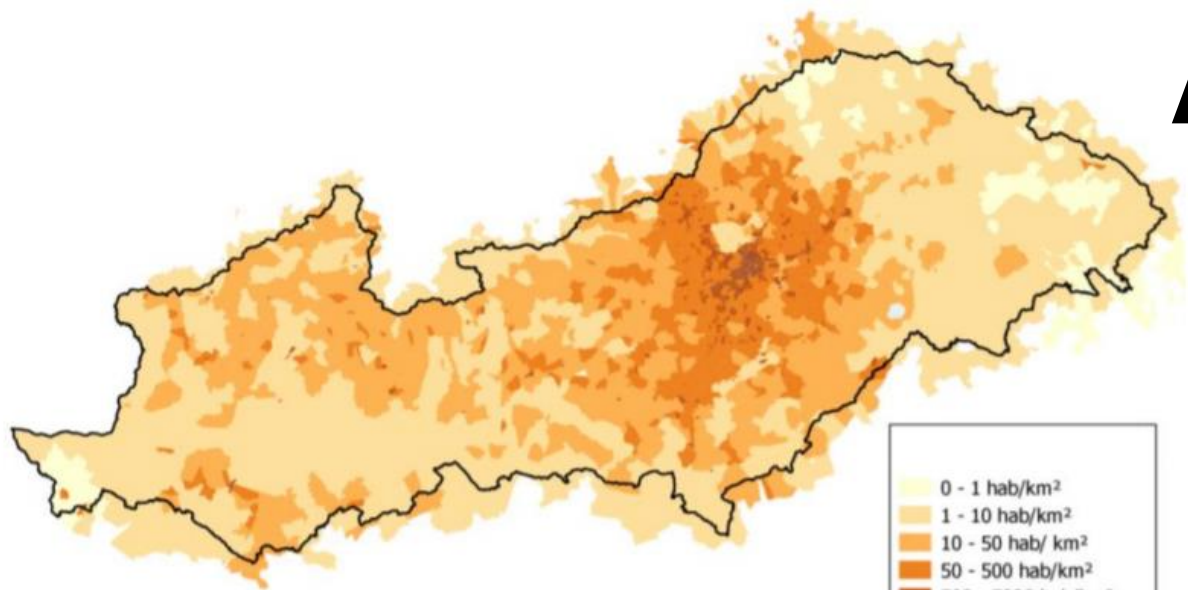




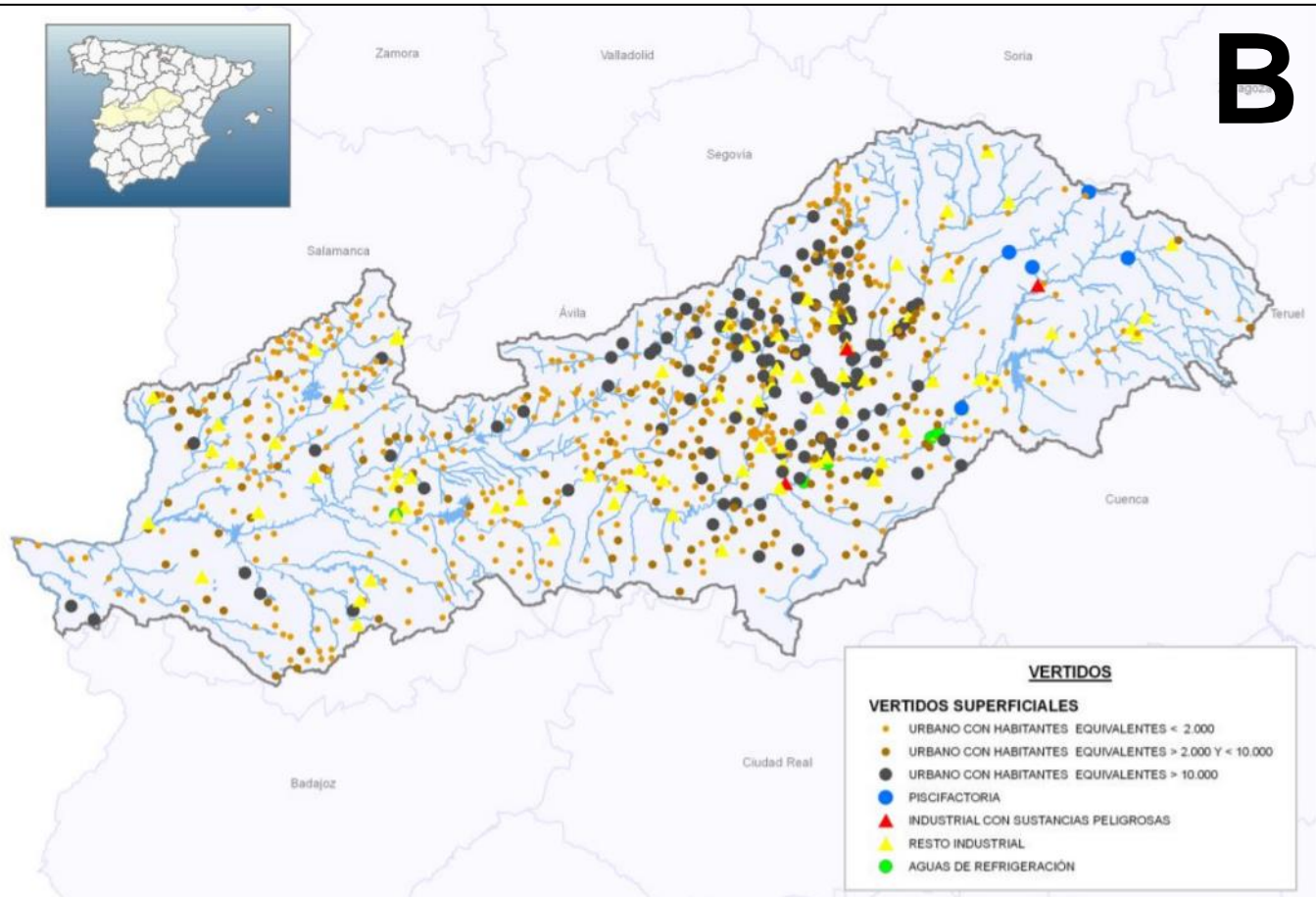
## **ANEXO II**

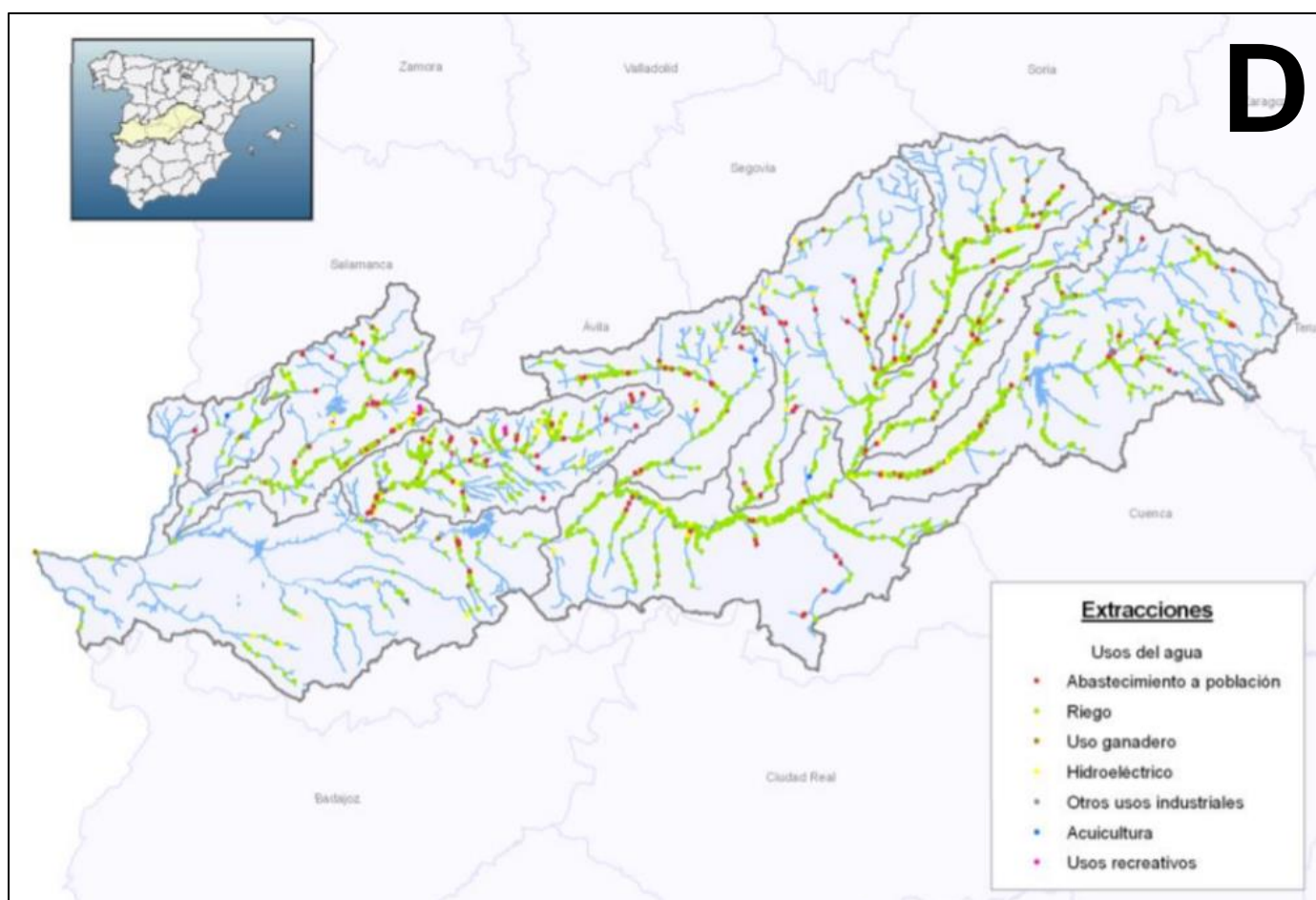
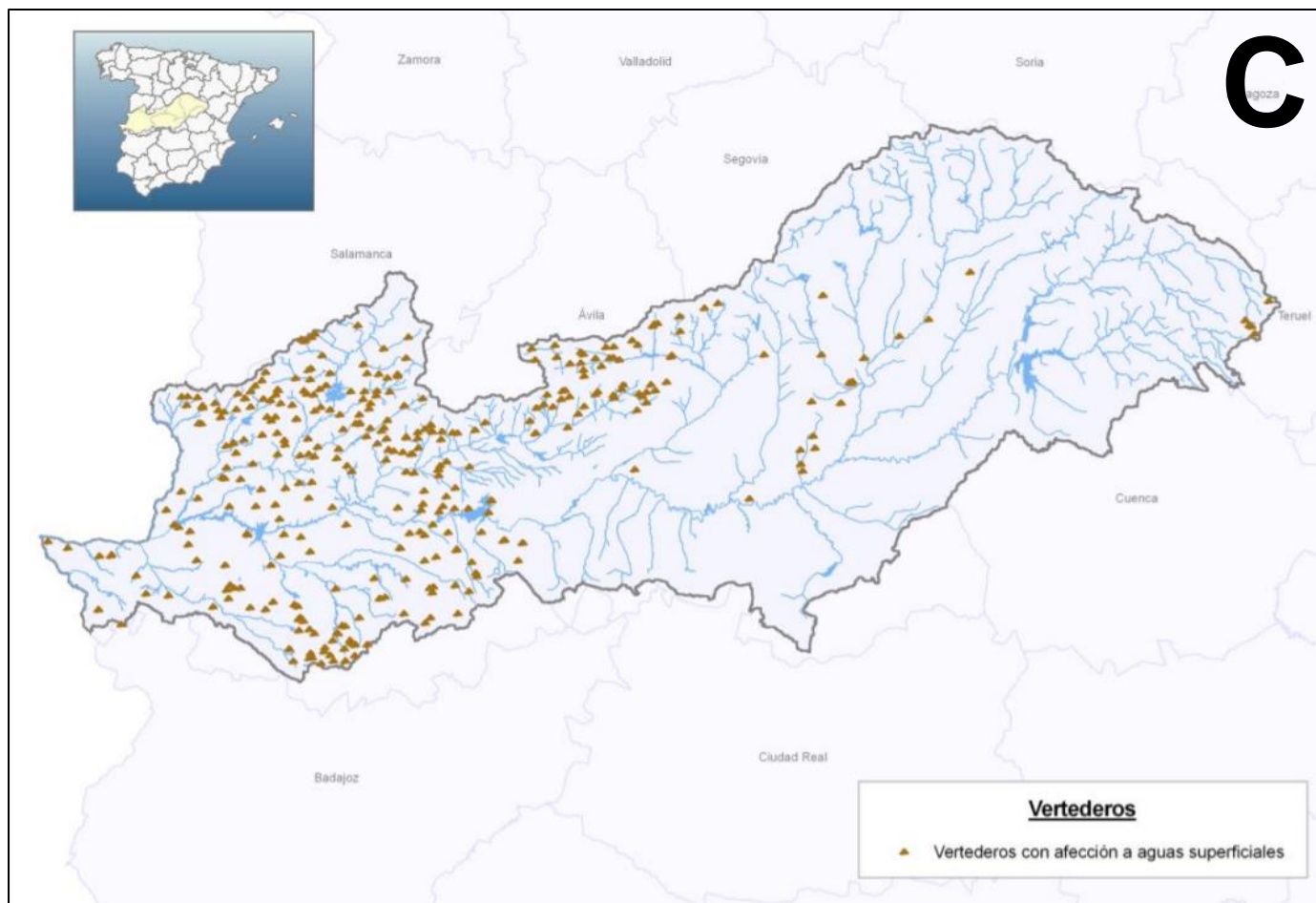
**Presiones significativas en el área de estudio, con repercusiones en el estado/potencial ecológico de los ríos. (A) Densidad de población. (B) Vertidos a las aguas superficiales. (C) Vertederos con afección a las aguas superficiales. (D) Detracciones hídricas. (E) Usos del suelo**

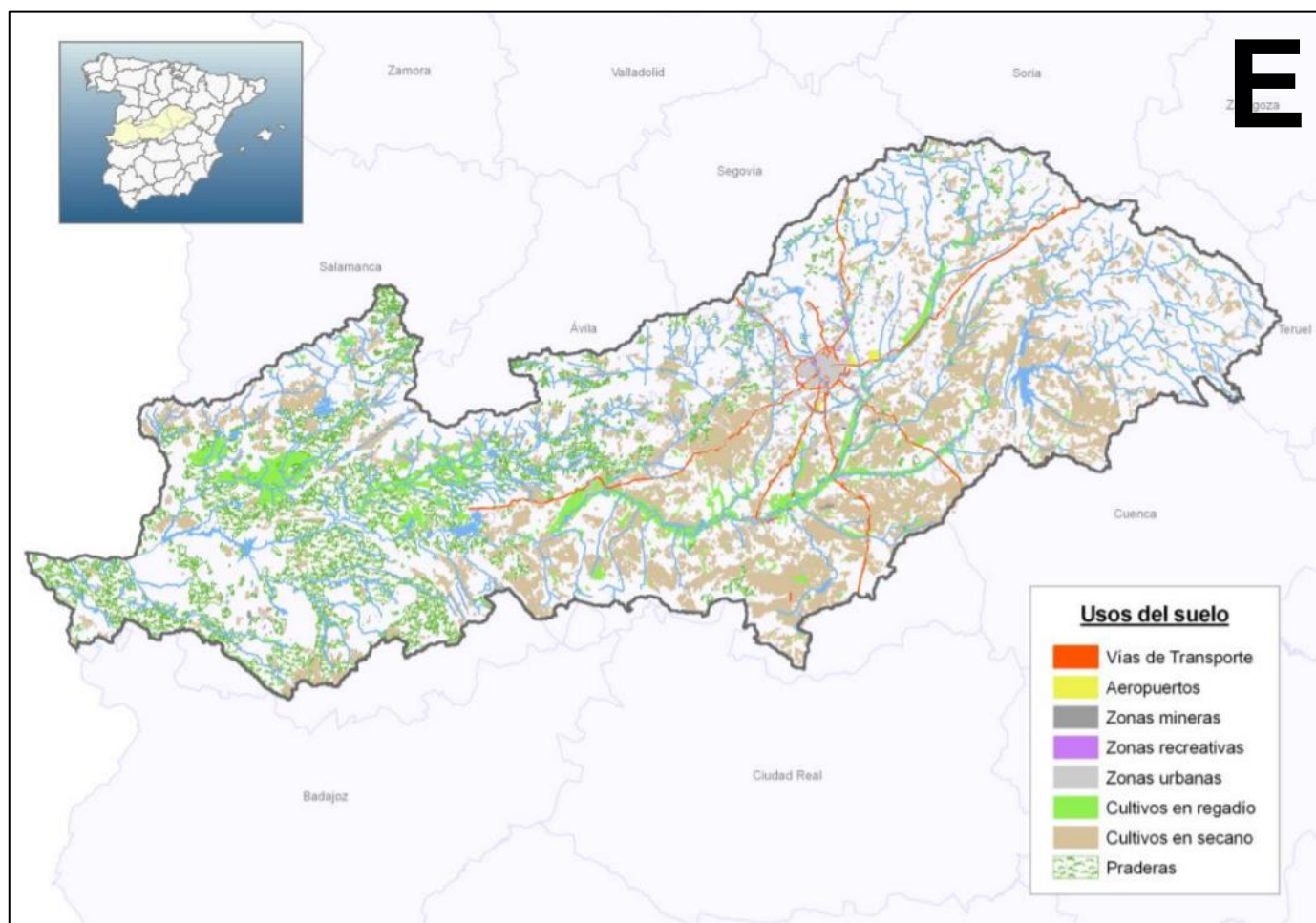
**FUENTE: CHT (2015)**

**A**

Densidad de población en la demarcación española de la cuenca del Tago

**B**





## **ANEXO III**

**(A) Fragmento del artículo 15 del Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre, donde se detalla el proceso para determinar el estado cualitativo de los indicadores de calidad. (B) Proceso iterativo extraído de MITECO (2021a) para el cálculo del estado/potencial ecológico de los ríos**



# A

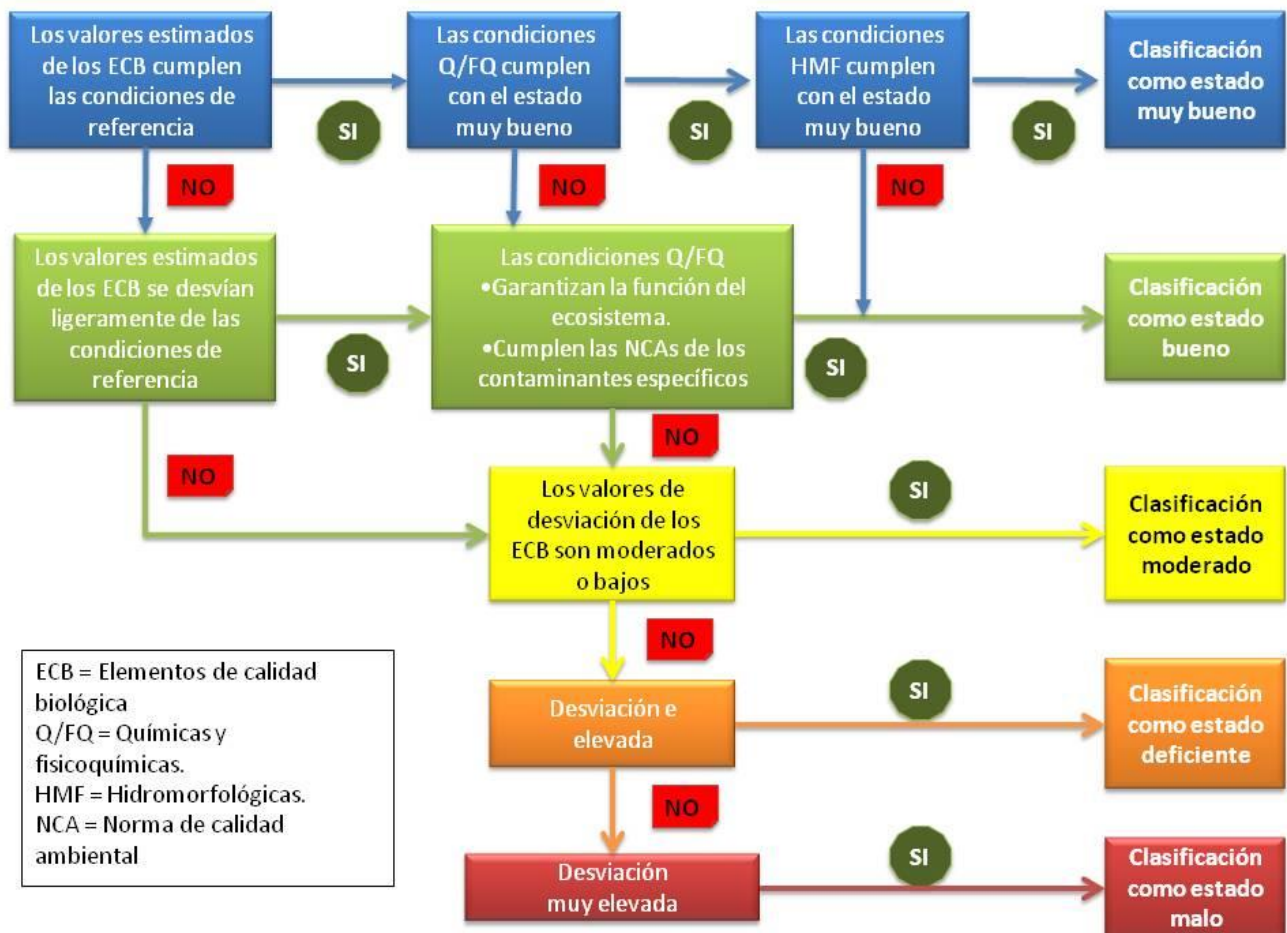
a) Inicialmente se calcula el grado de desviación entre los valores de los indicadores de los elementos de calidad biológicos observados con los valores de las condiciones de referencia recogidos en el anexo II. Cuando se disponga de valores de varios indicadores correspondientes al mismo elemento de calidad biológica se aplicarán los criterios recogidos en el anexo III B.

b) Cuando la clasificación del estado a partir de los elementos de calidad biológicos resulta muy buena o buena, se compara el valor de los indicadores químicos y fisicoquímicos generales con los límites de clases de estado o potencial correspondientes al tipo de masa de agua superficial que figuran en el anexo II.

Respecto a los contaminantes específicos, se aplican las NCA calculadas, o en su caso, las NCA del anexo V para las sustancias preferentes.

c) Cuando la clasificación con elementos de calidad biológicos y químicos y fisicoquímicos resulta muy buena, se compara el valor de los indicadores hidromorfológicos con los límites de clases de estado o potencial correspondientes al tipo de masa de agua superficial que figuran en el anexo II.

# B

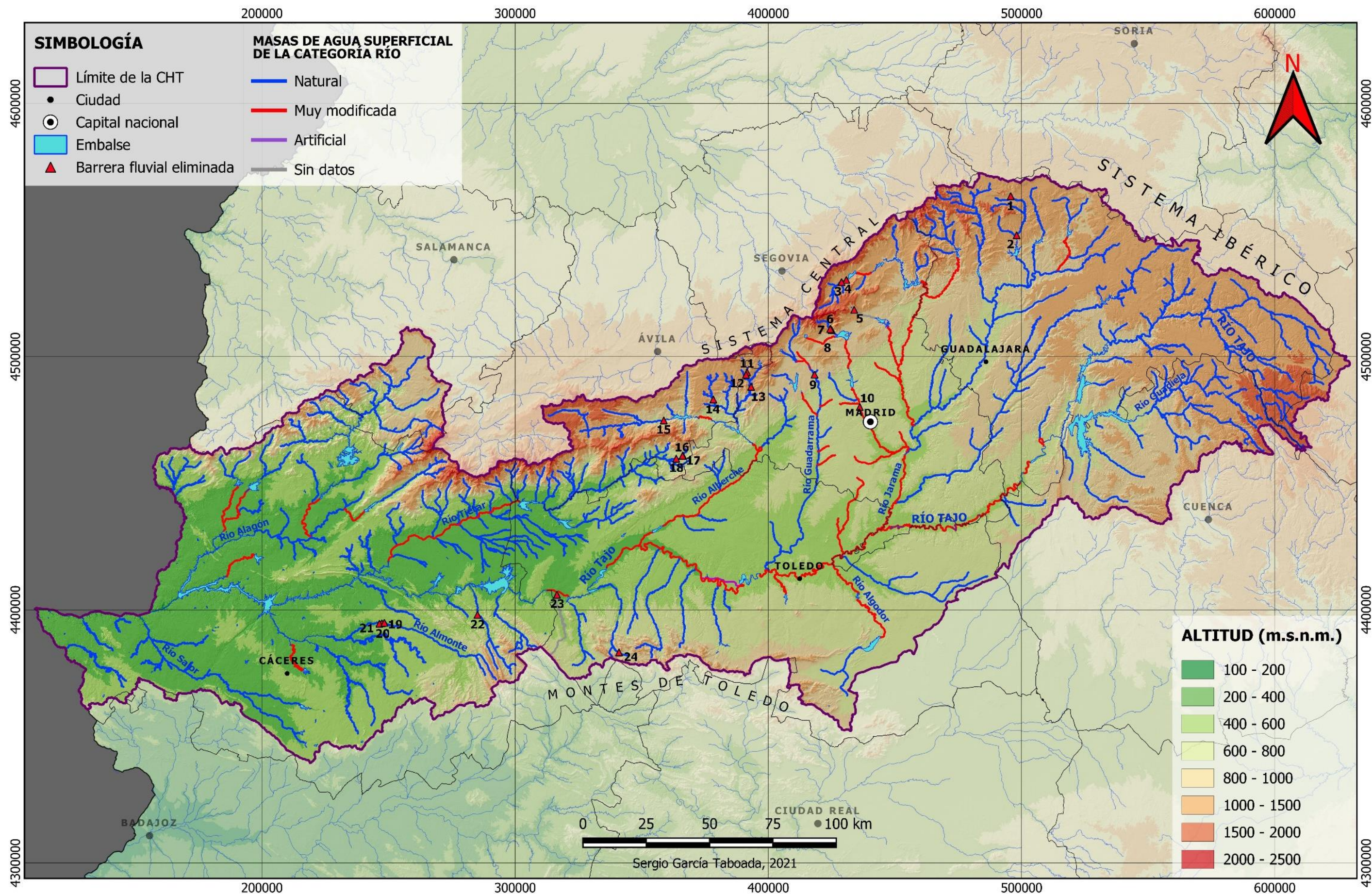


## **ANEXO IV**

**Naturalidad de las masas de agua superficial de la categoría río, consideradas en los PHC 2009/2015 y 2015/2021. Mapa  
Elaborado con el software QGIS 3.14.16 a partir de los datos  
obtenidos en CHT (2021b) y MITECO (2021c)**



# NATURALIDAD DE LAS MASAS DE AGUA SUPERFICIAL DE LA CATEGORÍA RÍO



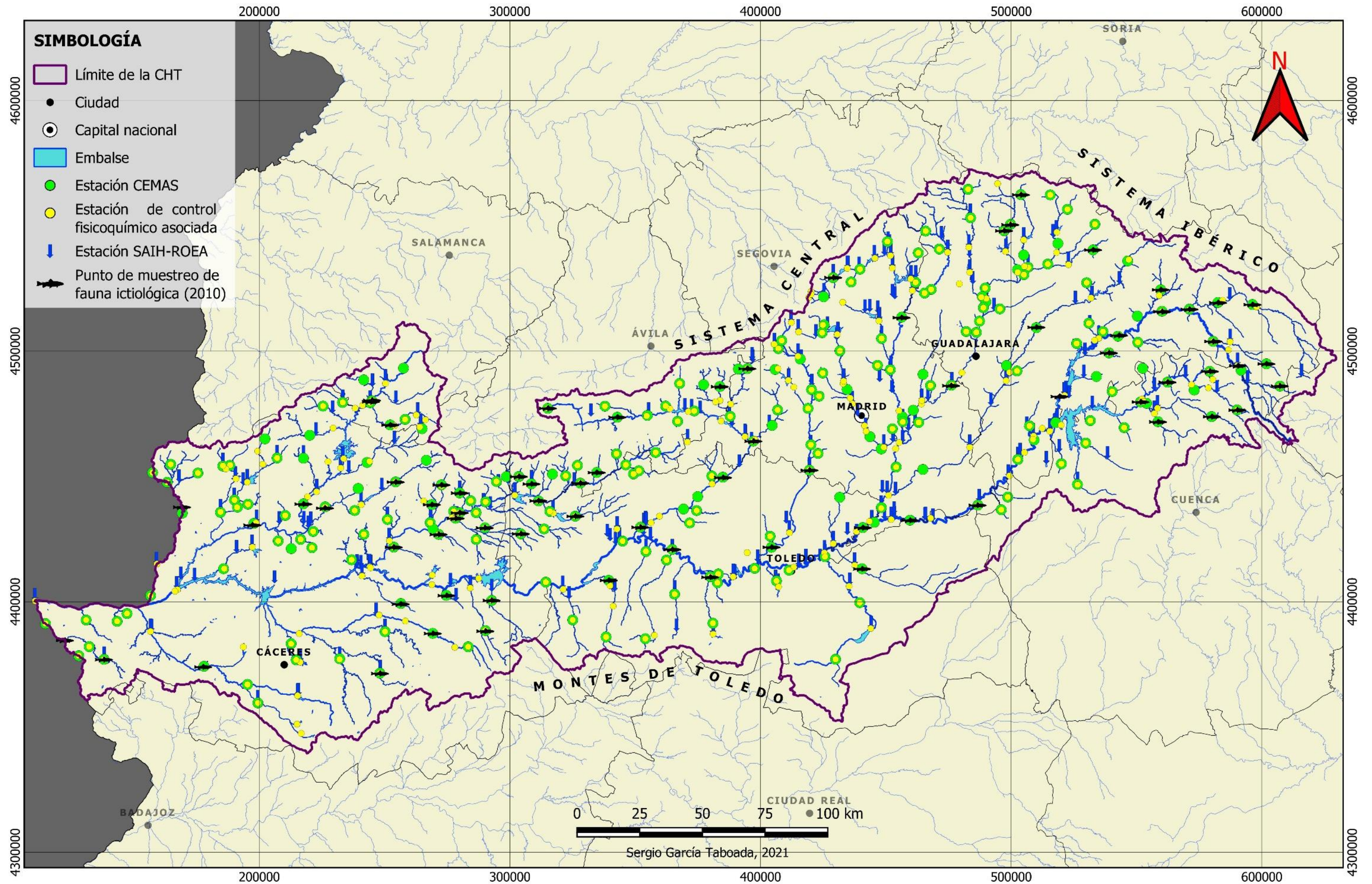


## **ANEXO V**

**Estaciones de la Red CEMAS, estaciones de control fisicoquímico asociadas a las anteriores, estaciones de la Red SAIH-ROEA y puntos de muestreo para la fauna ictiológica del año 2010, en la parte española de la Confederación Hidrográfica del Tajo. Mapa Elaborado con el software QGIS 3.14.16 a partir de los datos obtenidos en CHT (2021b) y MITECO (2021c)**



# ESTACIONES CEMAS, SAIH-ROEA Y PUNTOS DE MUESTREO PARA LA FAUNA ICTIOLÓGICA





## **ANEXO VI**

**(A) Condiciones de Referencia empleadas en las tipologías fluviales donde se han eliminado barreras y sus límites de cambio de clases de estado. (B) NCA de los contaminantes específicos, extraídos del Real Decreto 817/2015, de 11 de septiembre**

# A

TIPO DE RÍO	INDICADOR	UNIDADES	CONDICIÓN DE REFERENCIA/ CONDICIÓN ESPECÍFICA DEL TIPO	LÍMITES DE CAMBIO DE CLASE DE ESTADO			
				Muy bueno/ bueno	Bueno/ moderado	Moderado/ deficiente	Deficiente/ malo
R-T08	IBMWP	-	159	0,62	0,38	0,22	0,09
	IBMR	-	11	0,73	0,55	0,36	0,18
	IPS	-	15,1	0,83	0,62	0,42	0,21
	QBR	-	95	0,736			
	Ph	-	-	6,5 y 8,7	6 y 9		
	Oxígeno	mg/L	-		5		
	% Oxígeno	%	-	70 y 100	60 y 120		
	Amonio	mg NH <sub>4</sub> /L	-	0,2	0,6		
	Fosfato	mg PO <sub>4</sub> /L	-	0,2	0,4		
	Nitrato	mg NO <sub>3</sub> /L	-	10	25		
R-T11	IBMWP	-	193	0,82	0,5	0,3	0,12
	IBMR	-	11,1	0,91	0,68	0,45	0,23
	IPS	-	18,5	0,94	0,71	0,47	0,24
	QBR	-	90	0,888			
	Ph	-	-	6,5 y 8,7	6 y 9		
	Oxígeno	mg/L	-		5		
	% Oxígeno	%	-	70 y 100	60 y 120		
	Amonio	mg NH <sub>4</sub> /L	-	0,2	0,6		
	Fosfato	mg PO <sub>4</sub> /L	-	0,2	0,4		
	Nitrato	mg NO <sub>3</sub> /L	-	10	25		

# B

**MA:** media anual.

**Unidad:** µg/L

Nº	Nº CAS <sup>(1)</sup>	Nombre de la sustancia	NCA-MA <sup>(2)</sup> Aguas superficiales continentales <sup>(3)</sup>		NCA-MA <sup>(2)</sup> Otras aguas superficiales
(1)	100-41-4	Etilbenceno	30		30
(2)	108-88-3	Tolueno	50		50
(3)	71-55-6	1, 1, 1 – Tricloroetano	100		100
(4)	1330-20-7	Xileno (Σ isómeros orto, meta y para)	30		30
(5)	5915-41-3	Terbutilazina	1		1
(6)	7440-38-2	Arsénico	50		25
(7)	7440-50-8	Cobre <sup>(4)</sup>	Dureza del agua (mg/L CaCO <sub>3</sub> ) CaCO <sub>3</sub> ≤ 10 10 < CaCO <sub>3</sub> ≤ 50 50 < CaCO <sub>3</sub> ≤ 100 CaCO <sub>3</sub> > 100	NCA-MA 5 22 40 120	25
(8)	18540-29-9	Cromo VI	5		5
(9)	7440-47-3	Cromo	50		no aplicable
(10)	7782-49-2	Selenio	1		10
(11)	7440-66-6	Zinc <sup>(4)</sup>	Dureza del agua (mg/L CaCO <sub>3</sub> ) CaCO <sub>3</sub> ≤ 10 10 < CaCO <sub>3</sub> ≤ 50 50 < CaCO <sub>3</sub> ≤ 100 CaCO <sub>3</sub> > 100	NCA-MA 30 200 300 500	60
(12)	74-90-8	Cianuros totales	40		no aplicable
(13)	16984-48-8	Fluoruros	1700		no aplicable
(14)	108-90-7	Clorobenceno	20		no aplicable
(15)	25321-22-6	Diclorobenceno (Σ isómeros orto, meta y para)	20		no aplicable
(16)	51218-45-2	Metolacoloro	1		no aplicable

<sup>1</sup> CAS: Chemical Abstracts Service

<sup>2</sup> Este parámetro es la NCA expresada como valor medio anual (NCA-MA).

<sup>3</sup> Las aguas superficiales continentales incluyen ríos y lagos y las masas de agua artificiales o muy modificadas conexas.

<sup>4</sup> Por lo que respecta a estas sustancias, los valores de la NCA en aguas superficiales continentales varían en función de la dureza del agua con arreglo a cuatro categorías.








## **ANEXO VII**

**Fichas individuales de cada C.E. con un mapa de localización, tablas con el valor de los indicadores y su representación gráfica. Los planos de detalle han sido elaborados con el software QGIS 3.14.16 a partir de los datos obtenidos del sitio Web de la CHT (CHT, 2021b) y MITECO (2021c)**

# LEYENDA

INDICADOR	CLASES DE ESTADO				
IBMWP	Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
IBMR	Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
IMMi-T	Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
IPS	Muy bueno	Bueno	Moderado	Deficiente	Malo
QBR	Muy bueno	Peor que muy bueno			
pH	Muy bueno	Bueno	Peor que bueno		
O <sub>2</sub> (mg/l)	Bueno		Peor que bueno		
O <sub>2</sub> (%sat)	Muy bueno	Bueno	Peor que bueno		
Amonio (mg/l)	Muy bueno	Bueno	Peor que bueno		
Fosfato (mg/l)	Muy bueno	Bueno	Peor que bueno		
Nitrato (mg/l)	Muy bueno	Bueno	Peor que bueno		
Contaminante específico	No supera la NCA	Supera la NCA	Supera la NCA con un valor inferior al límite de cuantificación		

RCE	Ratio de Calidad Ecológica: Cociente entre el valor del indicador obtenido en la masa de agua superficial y la condición de referencia de la tipología a la que pertenece dicha masa. El RCE se utiliza para delimitar los cambios de clases de estado.
-----	---

SIMBOLOGÍA	
	Barrera fluvial eliminada
	Promedio anual del indicador biológico, fisicoquímico o hidromorfológico, extraído de "Resultados obtenidos en ríos para los años 2006 al 2018", cuyo valor es superior al límite de cuantificación.
	Promedio anual del indicador fisicoquímico extraído de "Resultados obtenidos en ríos para los años 2006 al 2018", cuyo valor es inferior al límite de cuantificación. El valor que aparece en la gráfica se corresponde con la mitad del valor del límite.
	Promedio anual del indicador químico o fisicoquímico calculado a partir del documento donde se recogen los datos brutos para los indicadores químicos y fisicoquímicos, cuyos valores mensuales son superiores al límite de cuantificación.
	Promedio anual del indicador químico o fisicoquímico calculado a partir del documento donde se recogen los datos brutos para los indicadores químicos y fisicoquímicos, y uno o más valores mensuales son inferiores al límite de cuantificación. Para calcular el promedio se ha utilizado la mitad del valor del límite.

## TABLAS DE INDICADORES FISICOQUÍMICOS

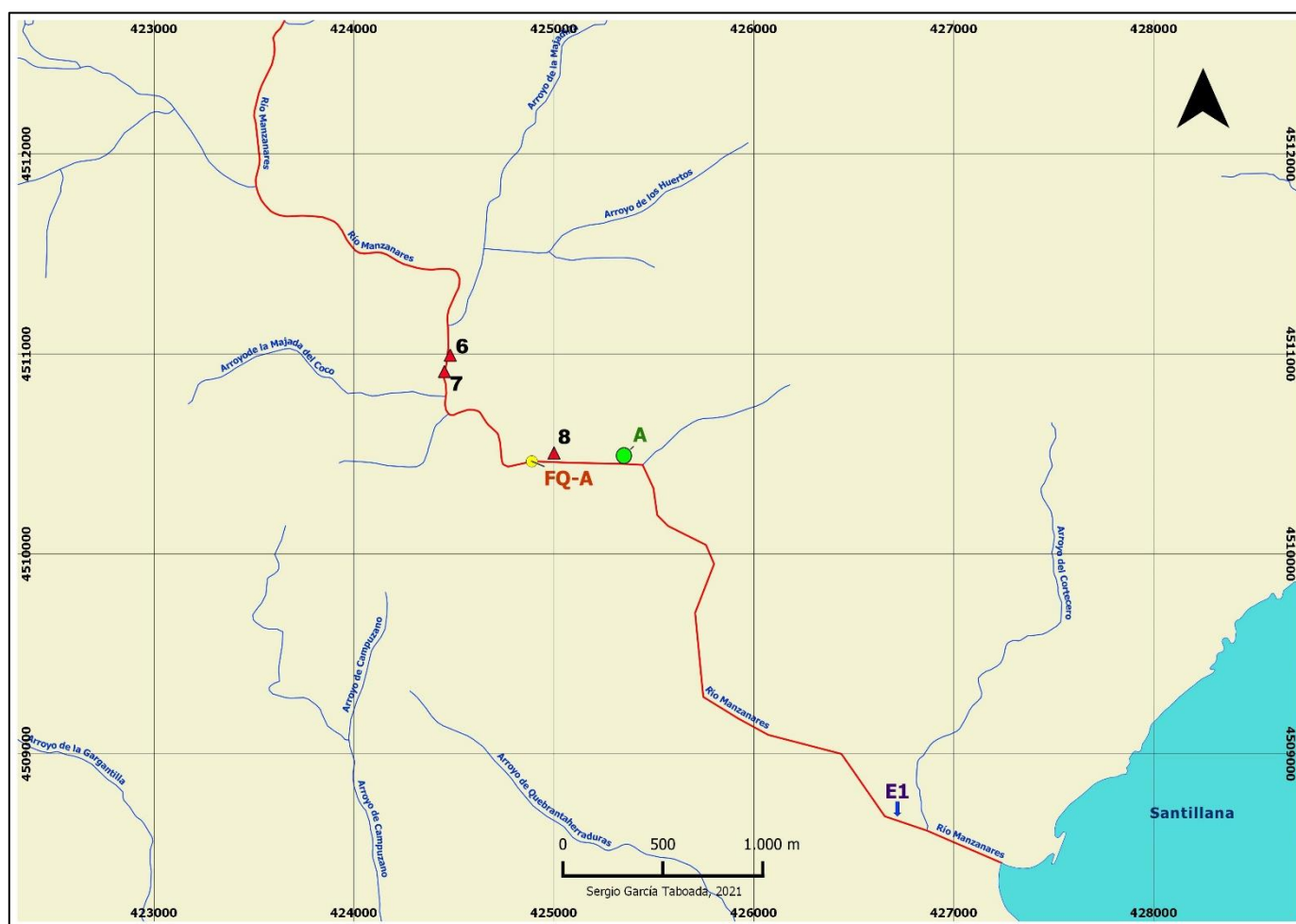
Los valores que aparecen en la tabla de indicadores fisicoquímicos resaltados en negrita, se corresponden con los extraídos de "Resultados obtenidos en ríos para los años 2006 al 2018". Los que no están resaltados en negrita se corresponden con el calculado a partir de los datos brutos mensuales para las condiciones fisicoquímicas generales.

*	Indicador fisicoquímico cuyo resultado publicado por la CHT en "Resultados obtenidos en ríos para los años 2006 al 2018" es inferior al límite de cuantificación. El valor que aparece en la tabla se corresponde con la mitad del valor del límite.
---	--

## TABLAS DE CONTAMINANTES ESPECÍFICOS

	El contaminante específico no supera la NCA.
	El contaminante específico supera la NCA y su valor es superior al límite de cuantificación.
	El contaminante específico supera la NCA, pero su valor es inferior al límite de cuantificación. No se puede tener en cuenta para la evaluación del estado/potencial ecológico.
*	Promedio anual del contaminante específico calculado a partir del documento donde se recogen los datos brutos para los indicadores químicos y fisicoquímicos, para el que uno o más valores mensuales son inferiores al límite de cuantificación. Para calcular el promedio se ha utilizado la mitad del valor del límite.

## FICHA 1: CASO DE ESTUDIO N°1



### INDICADORES BIOLÓGICOS

Fecha	IBMWP	RCE	IPS	RCE	Estado Biológico
2008	146	0,756	18,5	1,00	
2009	94	0,487	19,4	1,05	
2010	78	0,404	19,9	1,08	
2013	95	0,492	18,6	1,01	
2014	96	0,497	19,2	1,04	
2015	94	0,487	18,1	0,98	
2016	145	0,751	19,4	1,05	
2018	145	0,751	16,2	0,88	

### INDICADORES QUÍMICOS

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS												
	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016	2018	2019
Fluoruros (µg/L)	133	126	140	103	102	89	68*	93*	93*		100*	100*
Arsénico total (µg/L)	4*		2*	2*	2*		10*	10*	10*		1*	1*
Cromo total disuelto (µg/L)	3*		3*	3*	3*		10*	10*	10*		1*	1*
Selenio disuelto (µg/L)							10*	10*	10*		0*	0*
Zinc total (µg/L)	22*	6*	3*	3*	3*		10*	10*	10*		5*	5*

### INDICADORES FISCOQUÍMICOS

Fecha	pH	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (%sat)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Estado Fisicoquímico
2005	7,2	10,8	95,3	0,07	0,04	1,2	
2006	7,1	9,8	95,1	0,06	0,04	2,0	
2007	7,0	10,7	93,8	0,03	0,05	0,8	
2008	6,7	11,0	94,5	0,04	0,03	0,5*	
2009	6,9	10,4	93,1	0,05	0,03	1,0	
2010	6,9	11,6	94,9	0,03	0,04	1,4	
2013	5,2	11,2	103,3	0,05*	0,05	1,25*	
2014	6,8	14,5	138,0	0,05	0,12	1,3	
2015	7,9	4,8	53,0	0,05	0,05	1,3	
2016	6,6	9,7	92,9	0,05*	0,05*	2,5*	
2018	7,2	10,0	93,6	0,05*	0,05*	2,5*	
2019	7,2	9,4	90,0	0,05	0,05	2,5	

### INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS

Fecha	QBR	RCE	Estado Hidromorfológico
2008	60	0,667	
2009	60	0,667	
2010	60	0,667	
2013	100	1,111	
2014	90	1,000	
2015	90	1,000	
2016	90	1,000	
2018	90	1,000	

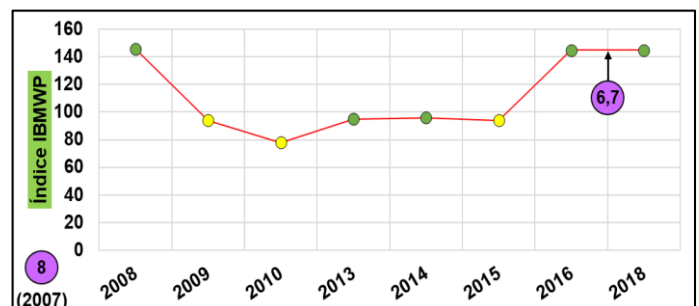
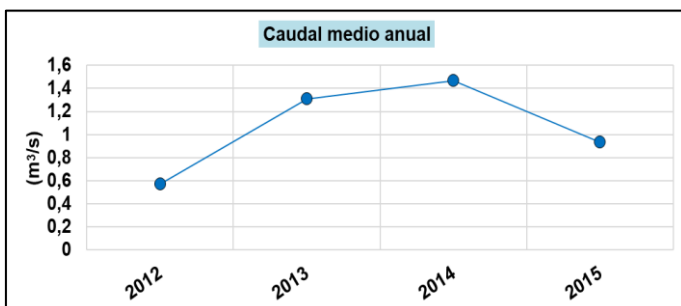
Año	Caudal medio anual (m³/s)
2012	0,57
2013	1,31
2014	1,47
2015	0,93

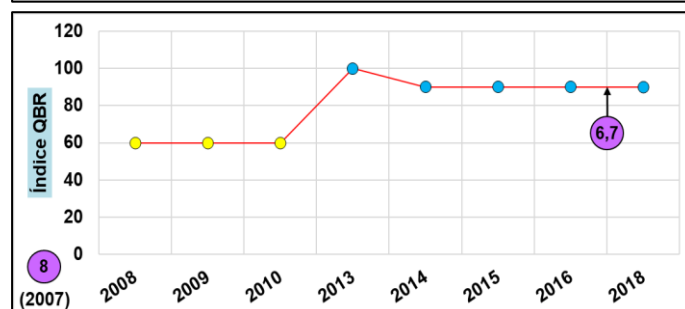
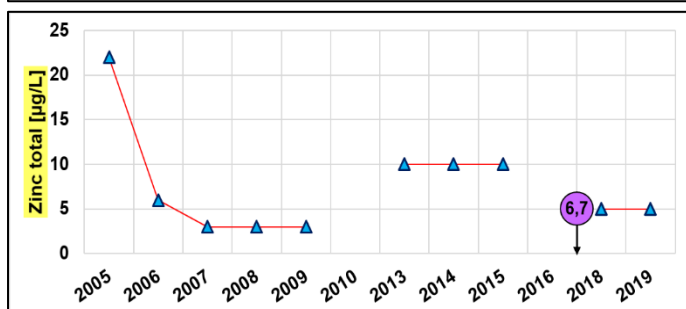
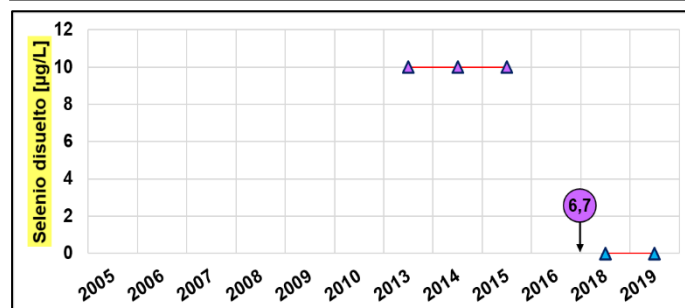
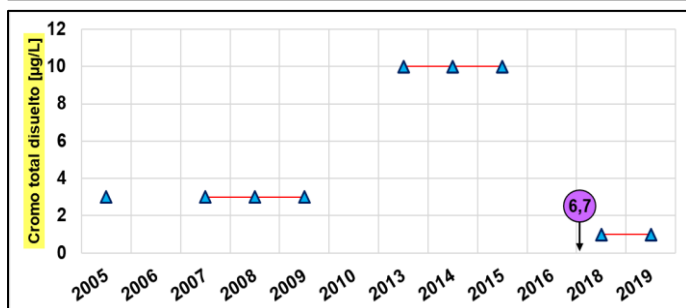
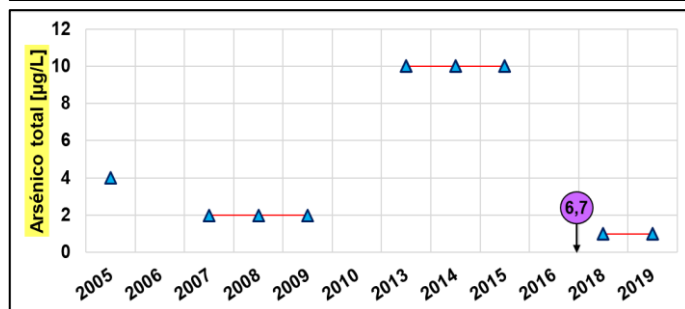
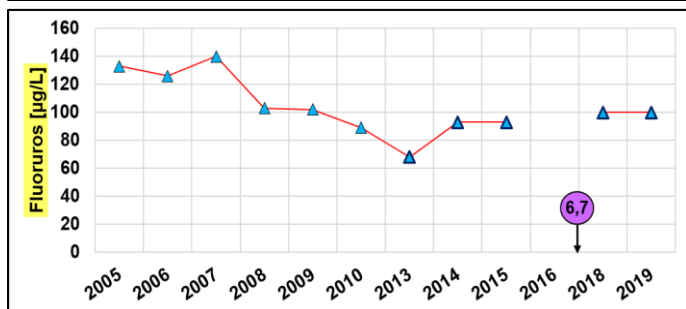
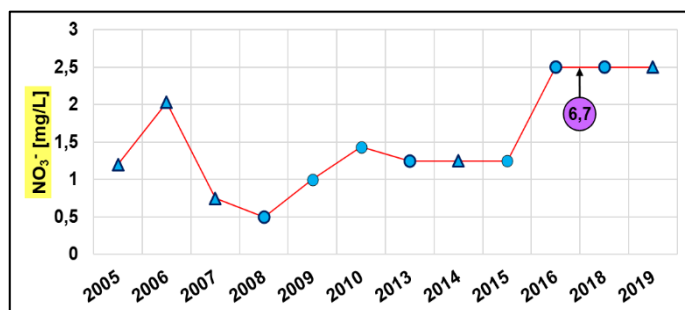
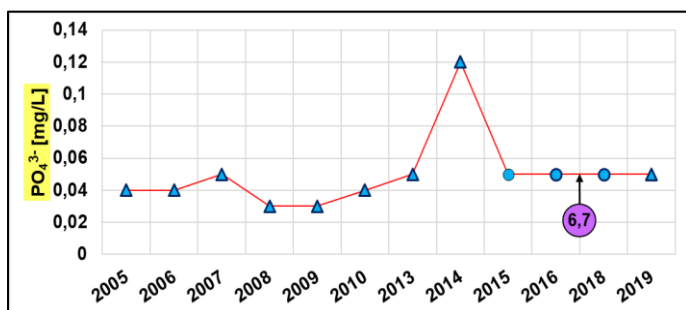
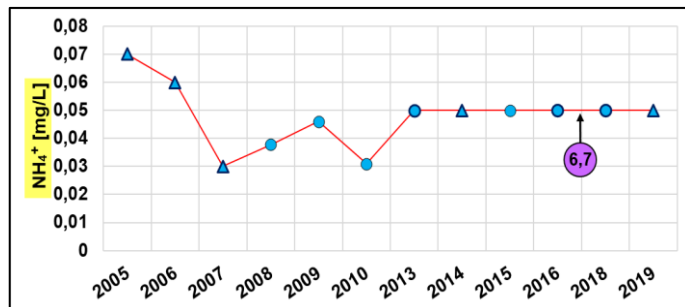
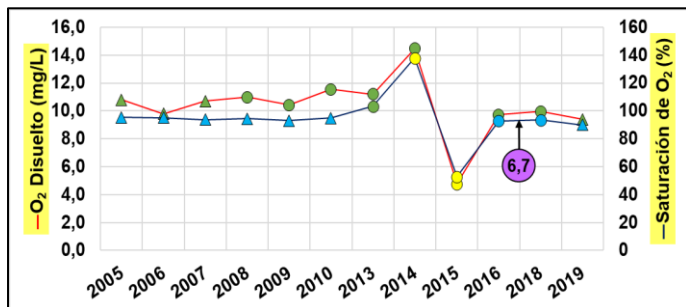
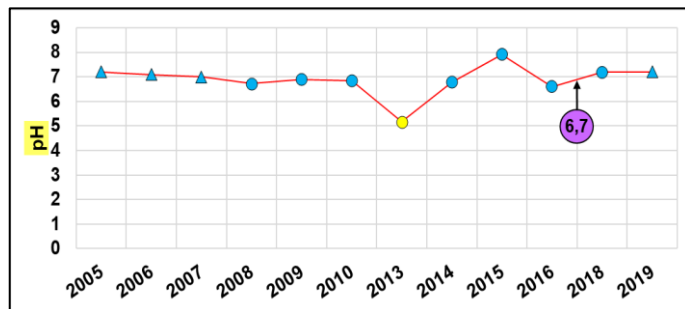
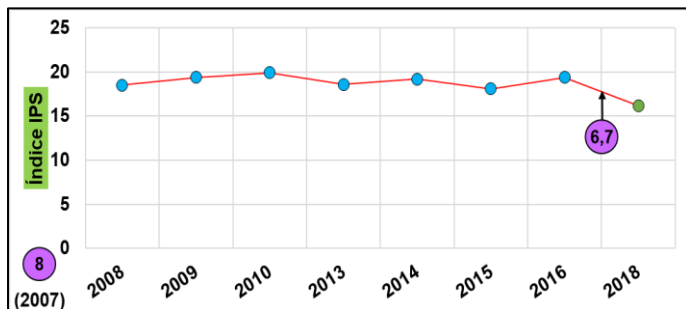
### DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

Fecha	Estado Biológico	Estado Fisicoquímico	Estado Hidromorfológico	Estado Ecológico
2008				
2009				
2010				
2013				
2014				
2015				
2016				
2018				

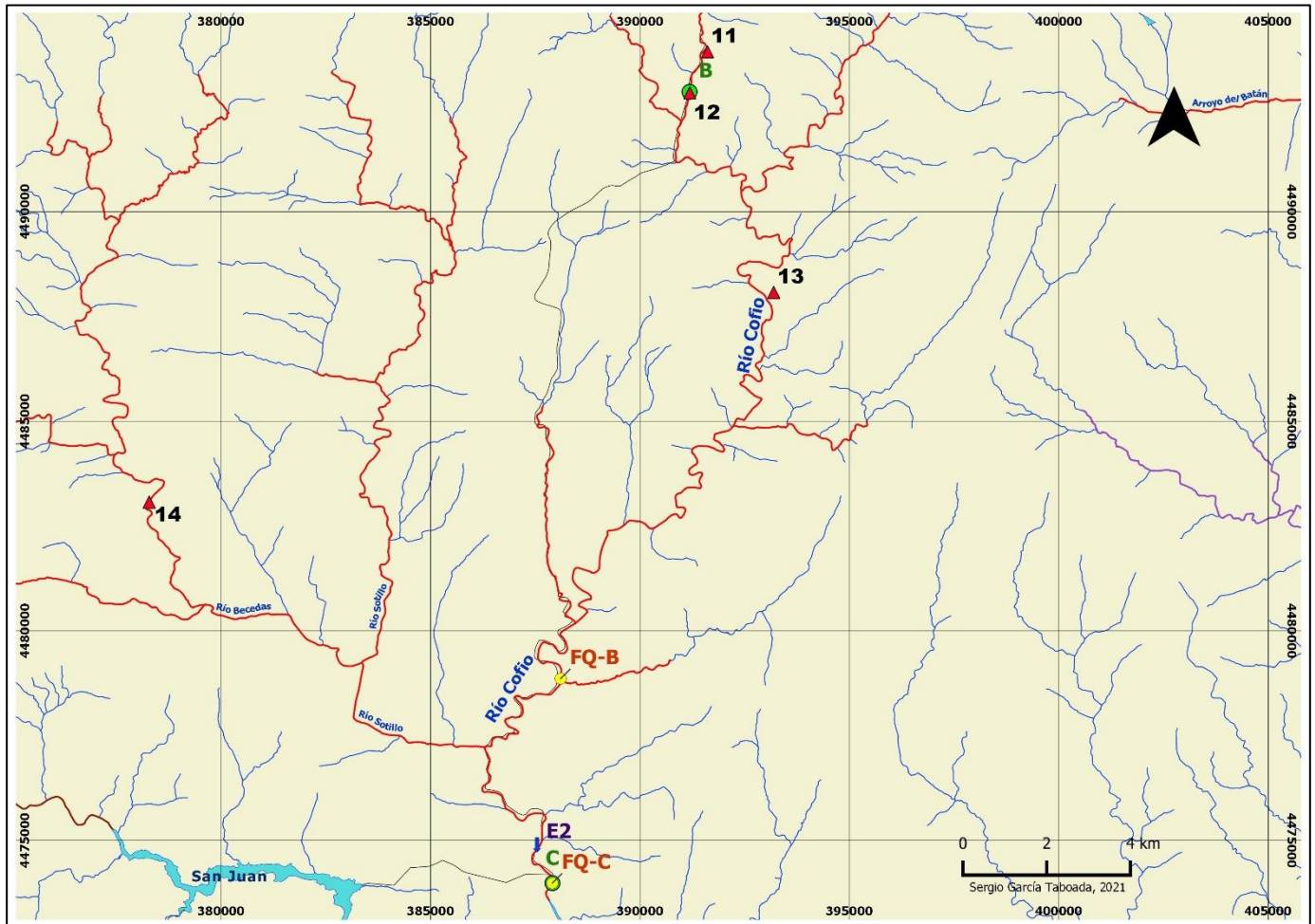
6,7

### REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LOS INDICADORES





## FICHA 2: CASO DE ESTUDIO N°2



### INDICADORES BIOLÓGICOS

Fecha	IBMWP	RCE	IPS	RCE	Estado Biológico
2006	169	0,876	10,0	0,54	
2007	143	0,741	15,5	0,84	
2008	152	0,788	18,2	0,98	
2009	220	1,140	17,5	0,95	
2010	235	1,218	15,3	0,83	
2015	197	1,021	14,9	0,81	
2016	172	0,891	15,6	0,84	
2018	98	0,508	15,8	0,85	

### INDICADORES QUÍMICOS

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS												
Fluoruros	166		150	145	153	158	158	158	153		100*	125*
Arsénico total	4*		2*	2*	2*		10*	10*	10*		3	3
Cromo total disuelto	3*		3*	3*	3*		10*	10*	10*		1*	1*
Selenio disuelto							10*	10*	10*		0*	0*
Zinc total	9*		3*	3*	3*		10*	10*	10*		5*	5*



### INDICADORES FISICOQUÍMICOS

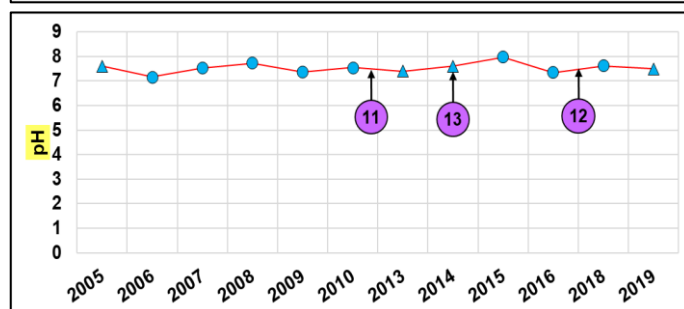
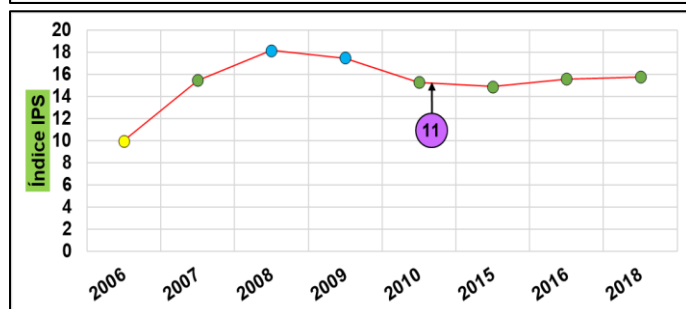
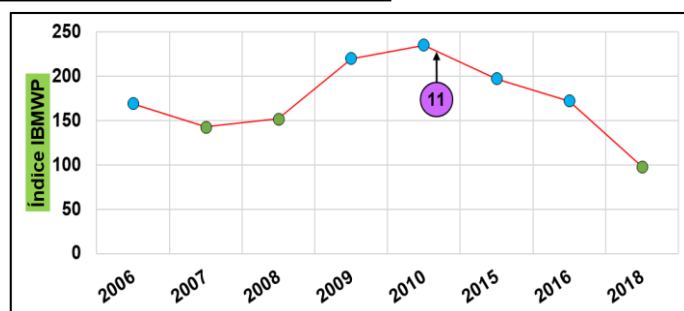
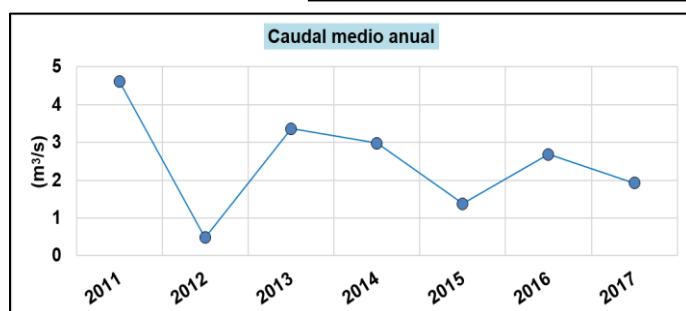
Fecha	pH	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (%sat)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Estado Físicoquímico
2005	7,6	11,2	100,5	0,100	1,280	4,1	
2006	7,2	10,8		0,143		6,9	
2007	7,5	10,3	95,3	0,043	0,530	4,5	
2008	7,7	10,9	98,2	0,029	0,570	4,8	
2009	7,4	10,6	98,3	0,125	0,640	3,6	
2010	7,6	11,0	97,6	0,01*	0,760	5,8	
2013	7,4	9,5	93,4	0,180	0,750	5,6	
2014	7,6	9,0	92,7	0,050	0,590	7,5	
2015	8,0	10,8	93,7	0,050	0,550	2,9	
2016	7,3	9,4	86,5	0,05*	0,464	2,5*	
2018	7,6	9,6	91,6	0,05*	0,507	2,5*	
2019	7,5	8,7	83,3	0,070	0,690	3,2	

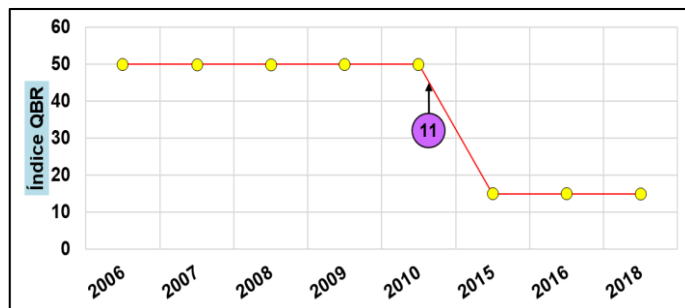
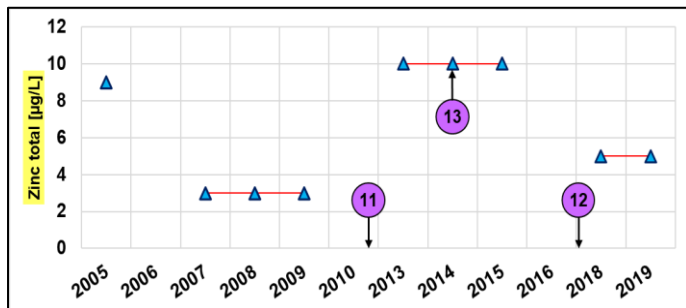
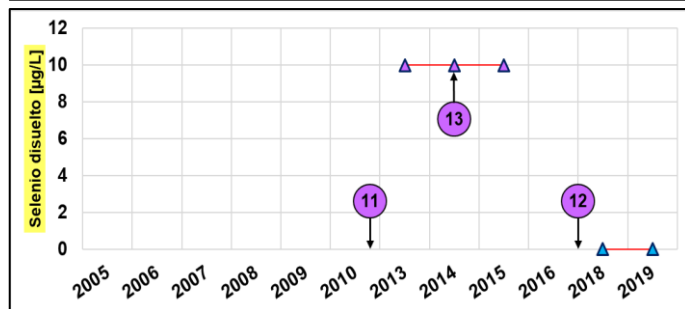
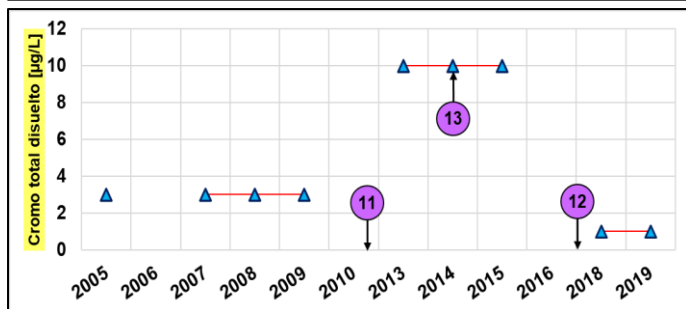
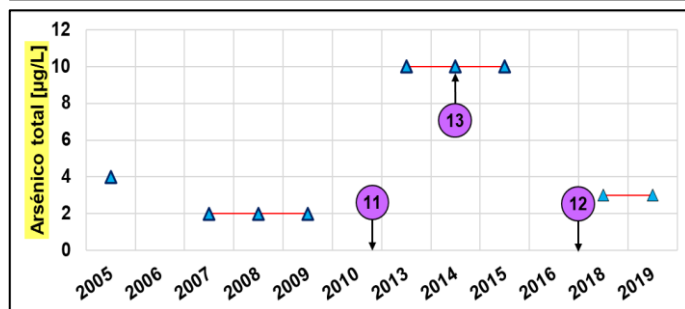
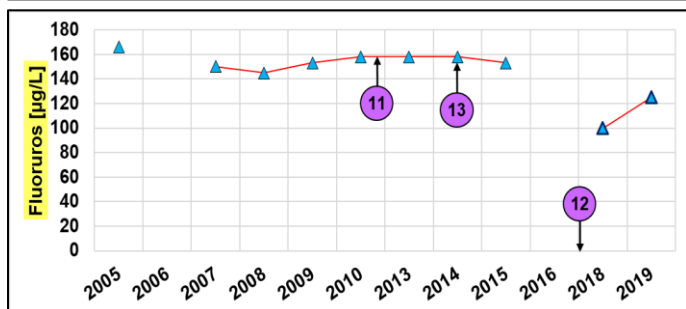
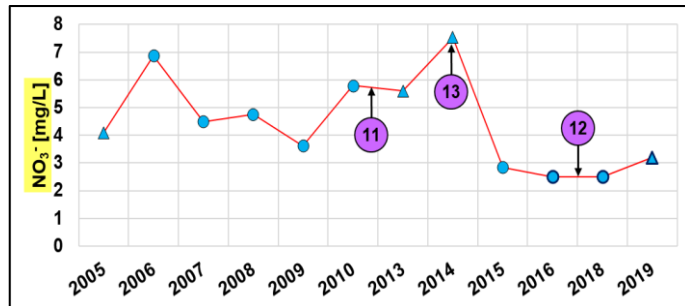
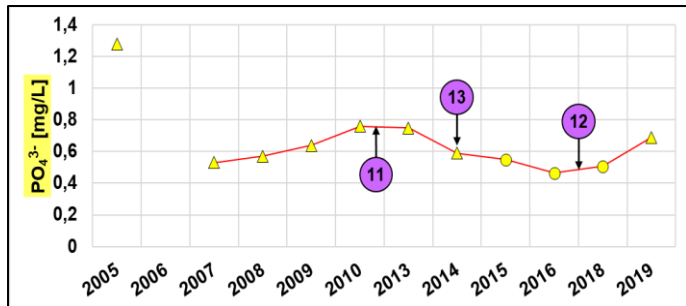
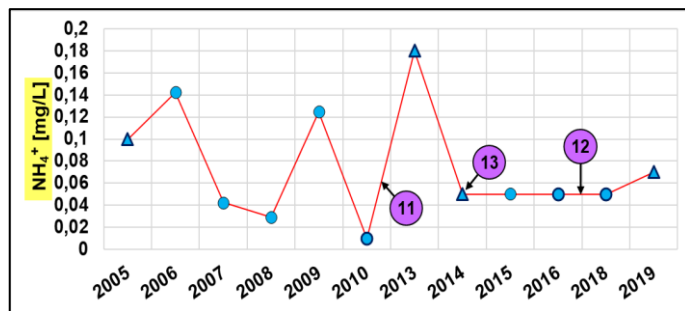
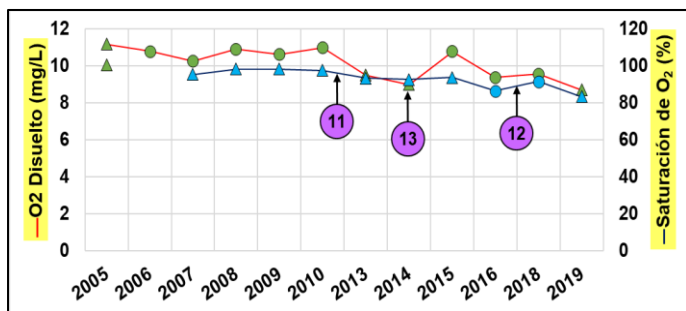
### INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS

Fecha	QBR	RCE	Estado Hidromorfológico
2006	50	0,556	
2007	50	0,556	
2008	50	0,556	
2009	50	0,556	
2010	50	0,556	
2015	15	0,167	
2016	15	0,167	
2018	15	0,167	

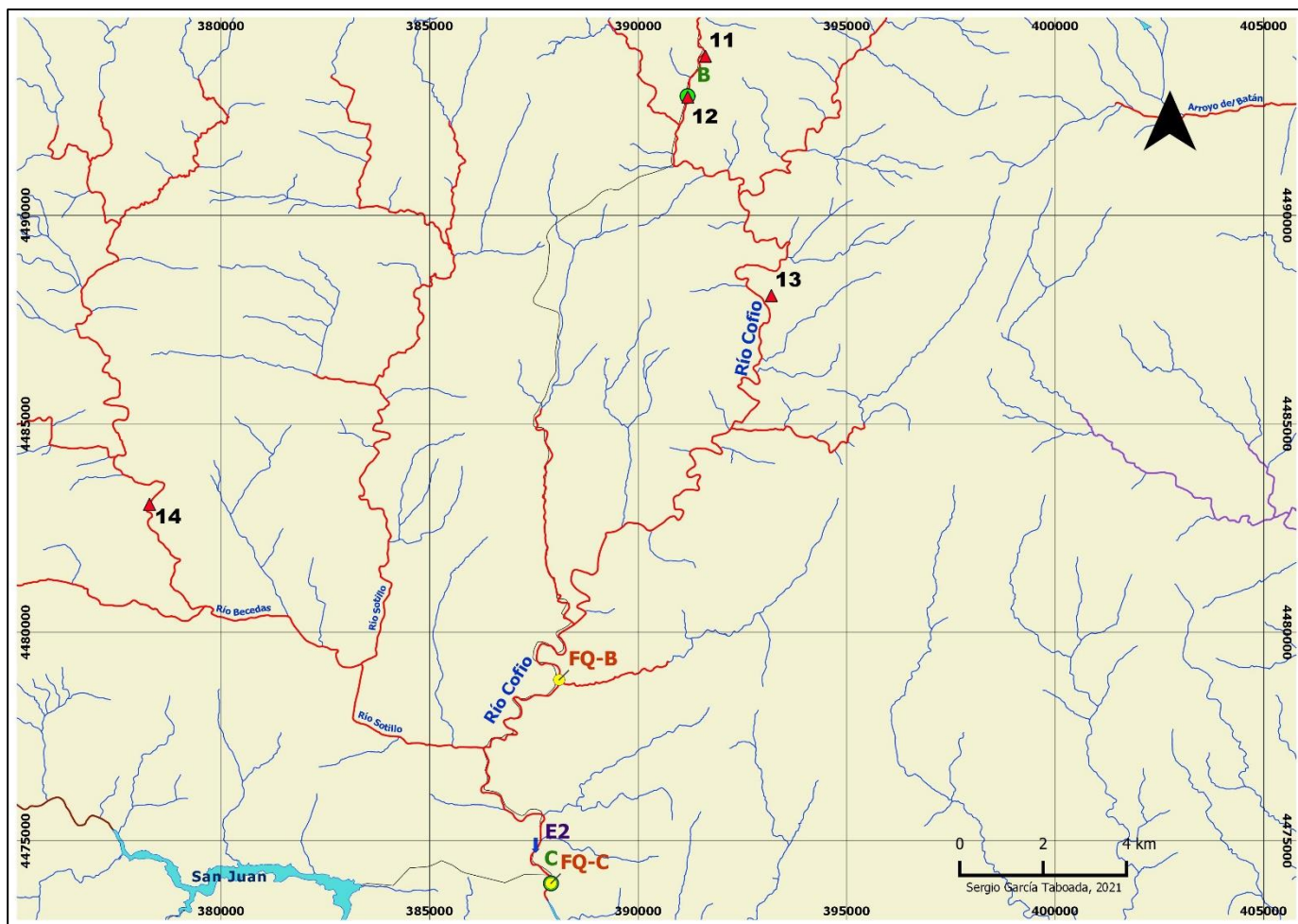
Año	Caudal medio anual (m <sup>3</sup> /S)
2011	4,62
2012	0,48
2013	3,37
2014	2,98
2015	1,38
2016	2,68
2017	1,93

### REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LOS INDICADORES





### FICHA3: CASO DE ESTUDIO N°3



#### INDICADORES BIOLÓGICOS

Fecha	IBMWP	RCE	IPS	RCE	Estado biológico
2008	108	0,560	14,1	0,76	
2009	116	0,601	15,7	0,85	
2010	125	0,648	13,1	0,71	
2015	102	0,528	13,1	0,71	
2016	92	0,477	13,8	0,75	
2018	65	0,337	12,0	0,65	

#### INDICADORES QUÍMICOS

##### CONTAMINANTES ESPECÍFICOS

	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016	2018	2019
Fluoruros			180	160	160	163		100*	130*
Arsénico total				10*	10*	10*		3	4
Cromo total disuelto				10*	10*	10*		1*	1*
Selenio disuelto				10*	10*	10*		0*	0*
Zinc total				10*	10*	10*		5*	5*

### INDICADORES FISCOQUÍMICOS

Fecha	pH	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (%sat)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Estado fisicoquímico
2008	8,0	10,1		0,05		2,1	
2009	7,3	10,5		0,05		3,7	
2010	6,2	11,1	93,6	0,01*	0,68	0,5*	
2013	7,3	9,2	88,6	0,15	0,57	4,1	
2014	7,5	9,1	90,8	0,06	0,52	5,1	
2015	7,8	9,0	77,8	0,18	0,65	2,6	
2016	7,2	9,7	85,9	0,05*	0,53	2,5*	
2018	7,7	8,6	83,0	0,05*	0,49	2,5*	
2019	7,4	7,5	70,3	0,18	0,69	2,5	

### INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS

Fecha	QBR	RCE	Estado Hidromorfológico	Año	Caudal medio anual (m <sup>3</sup> /S)
2008	95	1,056		2011	4,62
2009	95	1,056		2012	0,48
2010	95	1,056		2013	3,37
2015	85	0,944		2014	2,98
2016	85	0,944		2015	1,38
2018	85	0,944		2016	2,68
				2017	1,93

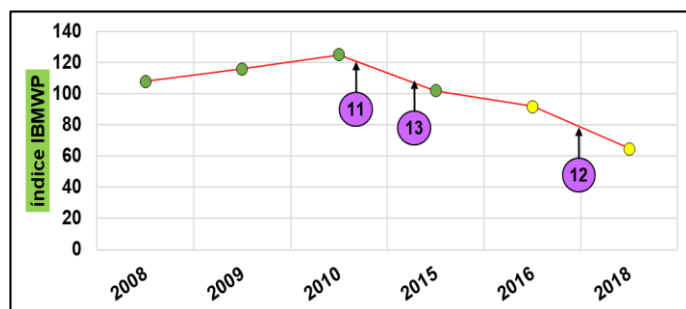
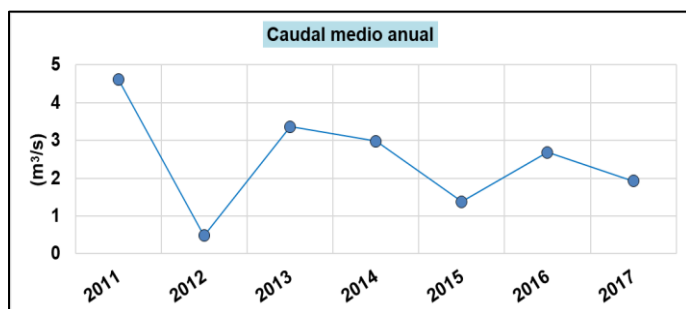
### DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

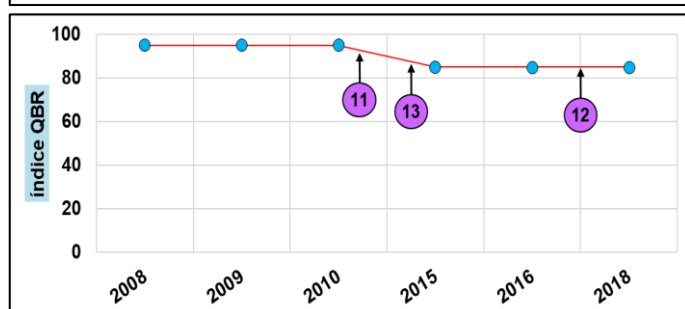
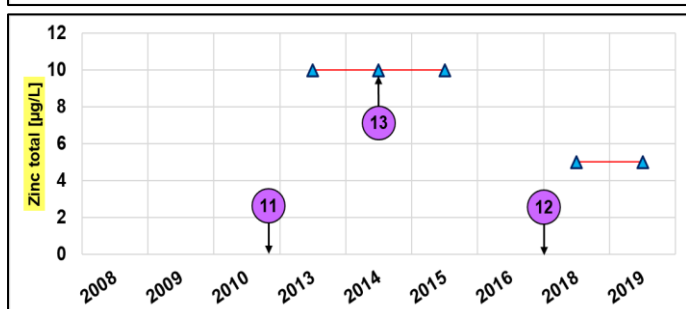
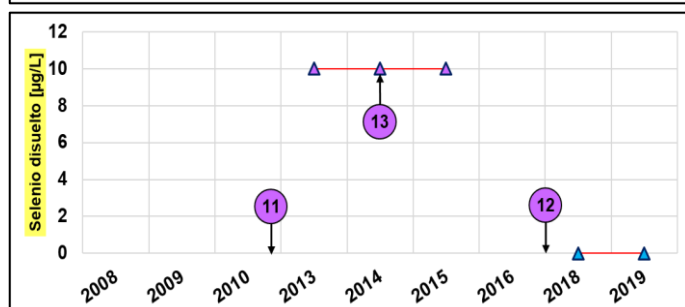
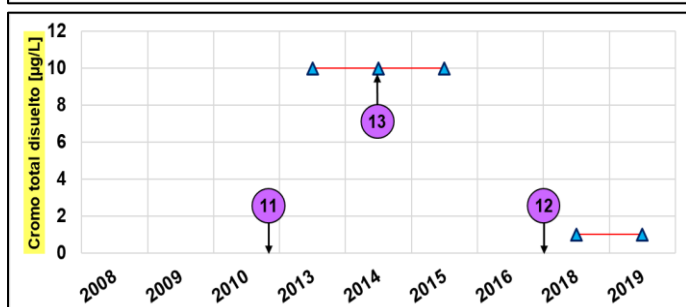
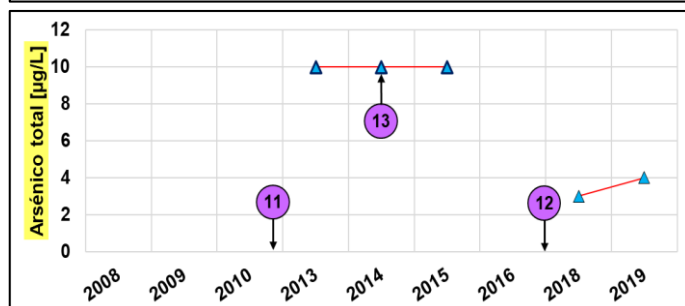
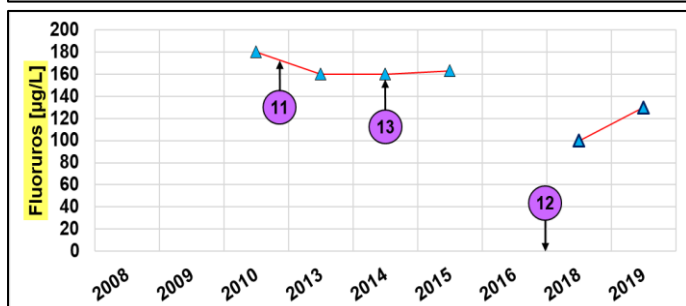
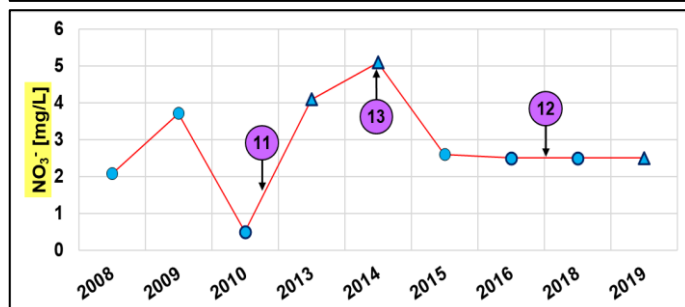
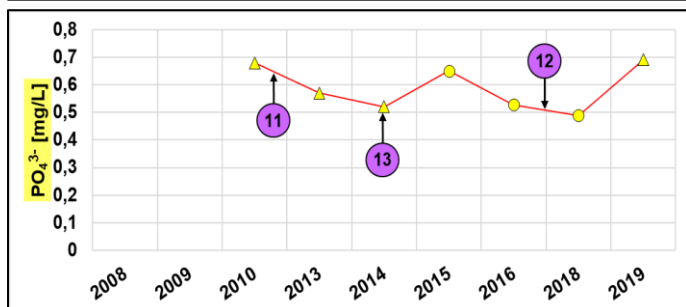
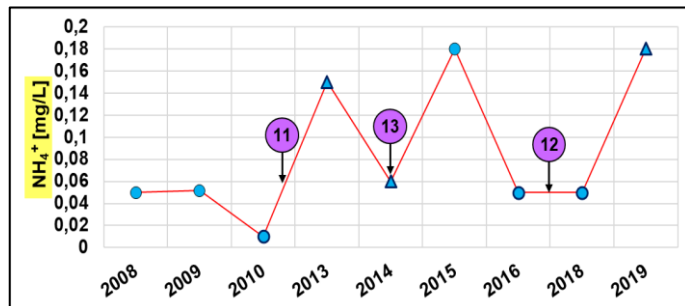
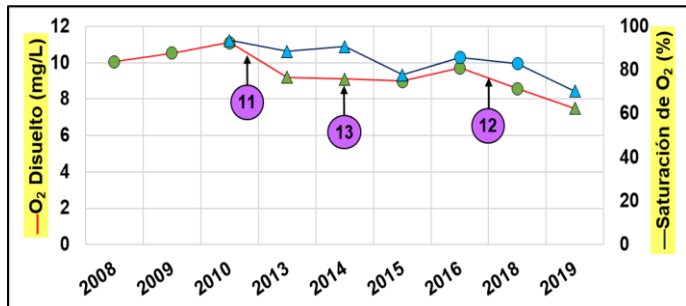
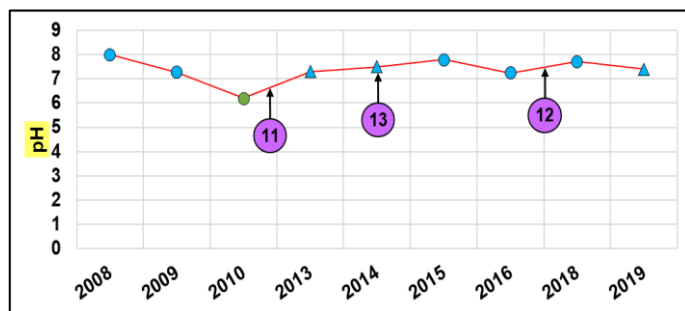
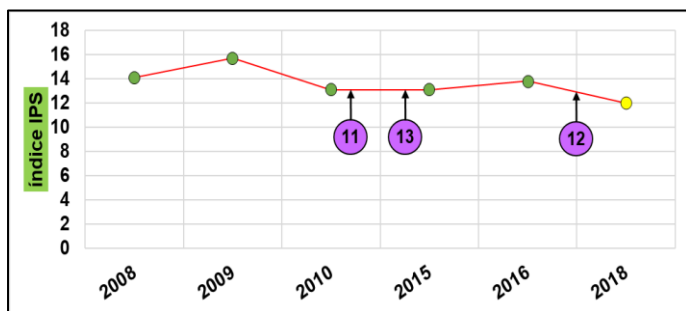
Fecha	Estado biológico	Estado fisicoquímico	Estado Hidromorfológico	Estado Ecológico
2008				
2009				
2010				
2015				
2016				
2018				

11, 13

12

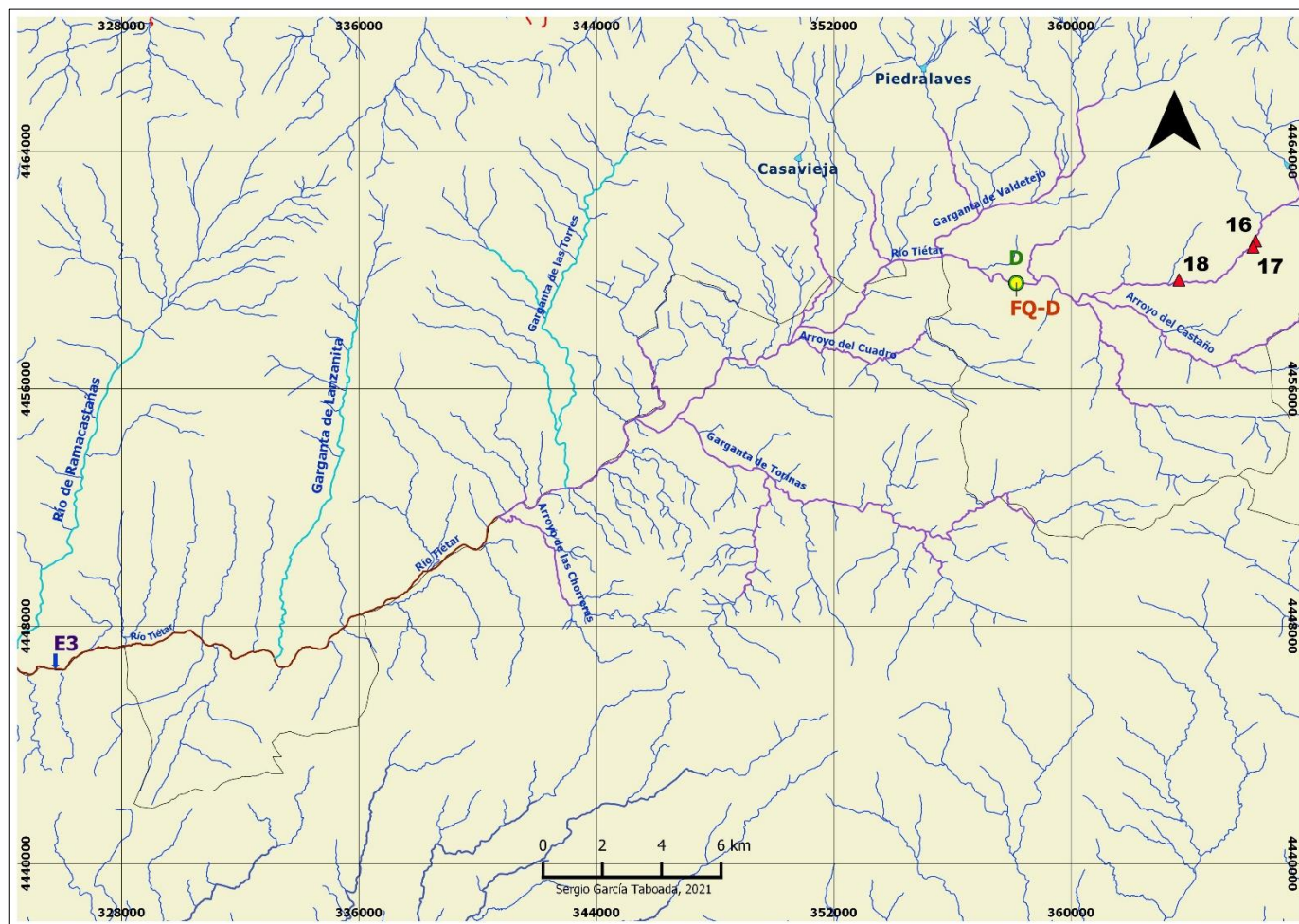
### REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LOS INDICADORES







## FICHA 4: CASO DE ESTUDIO Nº4



### INDICADORES BIOLÓGICOS

Fecha	IBMWP	RCE	IPS	RCE	Estado Biológico
2007	74	0,47			
2008	81	0,51	10,2	0,68	
2009	47	0,30	15,0	0,99	
2010	86	0,54	10,1	0,67	
2013	29	0,18	12,2	0,81	
2014	72	0,45	11,7	0,77	
2015	108	0,68	9,3	0,62	
2016	57	0,36	8,7	0,58	
2017	128	0,81	10,7	0,71	
2018	101	0,64	11,0	0,73	

### INDICADORES QUÍMICOS

#### CONTAMINANTES ESPECÍFICOS

	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016	2017	2018	2019
Fluoruros		225	245	245	233	250			198*	183*
Arsénico total		10*		10*	10*	13*			7	6
Cromo total disuelto		3*		10*	10*	10*			1*	1*
Selenio disuelto				10*	10*	10*			0*	0*
Zinc total		6*		10*	10*	10*			5*	5*



### INDICADORES FISCOQUÍMICOS

Fecha	pH	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (%sat)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Estado fisicoquímico
2008	7,4	6,9	66,8	8,87	4,70	11,7	
2009	7,2	7,3	66,9	5,03	3,66	14,3	
2010	7,2	9,0	84,8	2,43	2,69	12,8	
2013	6,5	11,4	109,2	0,05*	4,02	3,7	
2014	6,8	9,1	96,4	4,68	3,45	9,1	
2015	7,6	6,0	60,3	3,27	6,12	12,9	
2016	7,2	8,8	77,5	0,17	1,43	6,8	
2017	7,5	6,7	73,7	8,53	7,25	9,1	
2018	7,5	8,6	87,8	0,05*	3,18	6,5	
2019	7,5	9,5	94,5	0,1	3,90	13,0	

### INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS

Fecha	QBR	RCE	Estado Hidromorfológico
2007	65	0,684	
2008	65	0,684	
2009	65	0,684	
2010	65	0,684	
2013	100	1,053	
2014	55	0,579	
2015	55	0,579	
2016	55	0,579	
2017	55	0,579	
2018	40	0,421	

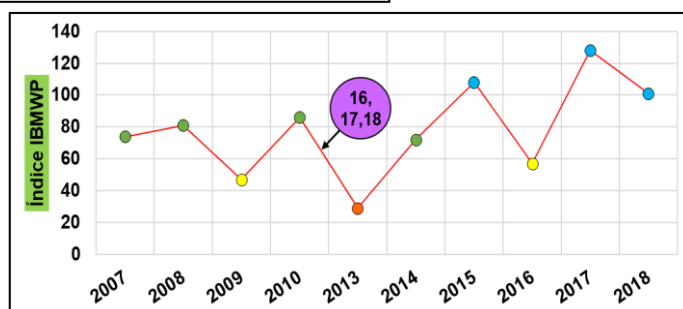
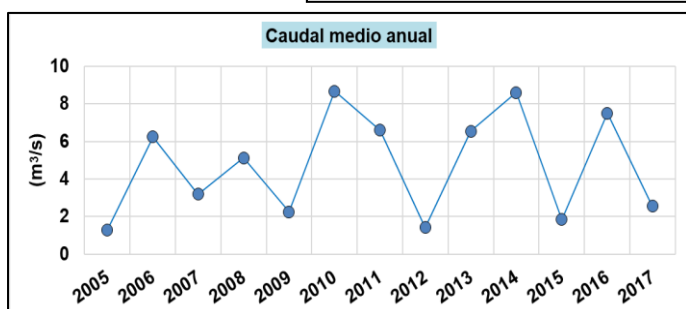
Año	Caudal medio anual (m³/S)
2005	1,29
2006	6,24
2007	3,19
2008	5,13
2009	2,26
2010	8,67
2011	6,60
2012	1,42
2013	6,55
2014	8,61
2015	1,85
2016	7,50
2017	2,56

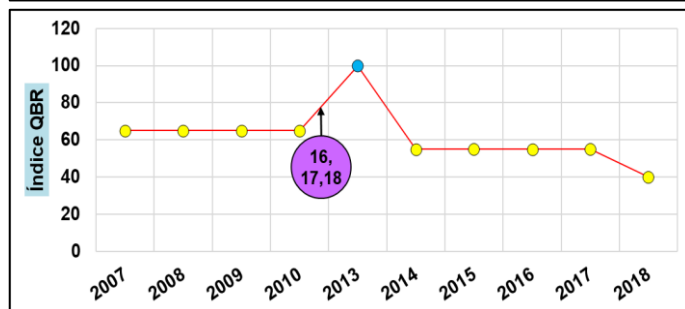
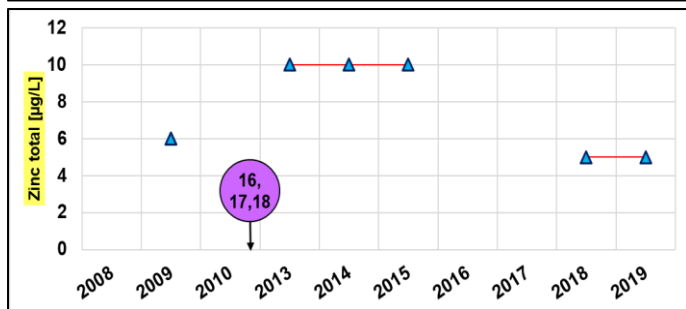
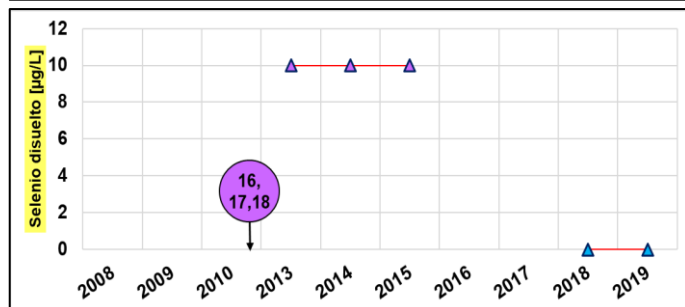
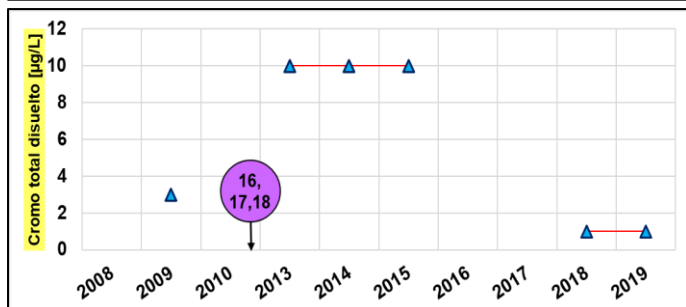
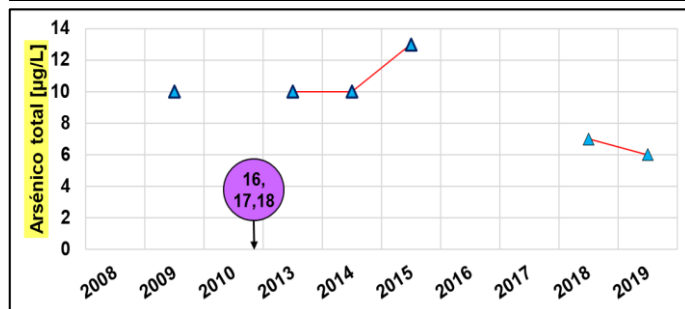
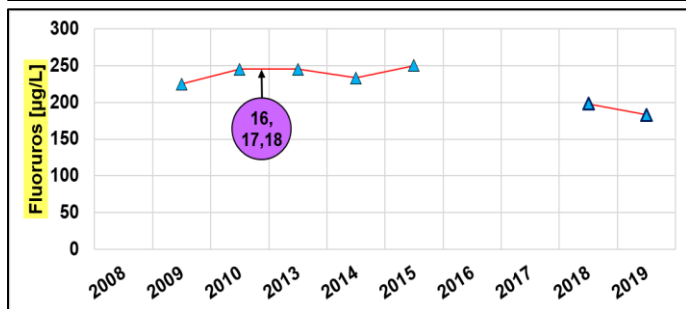
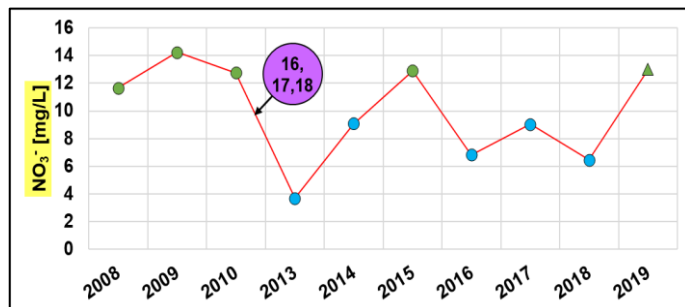
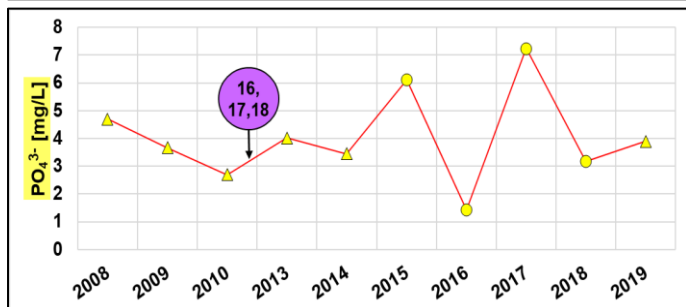
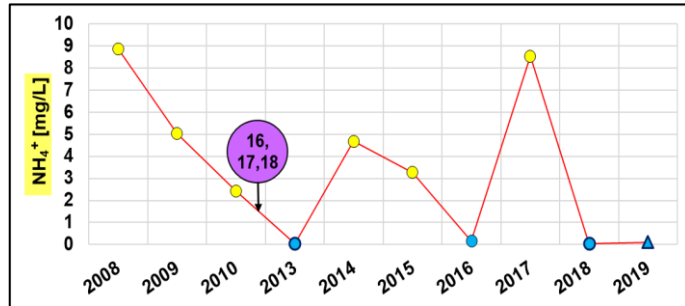
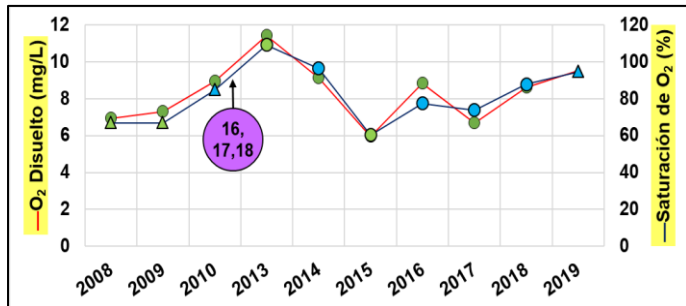
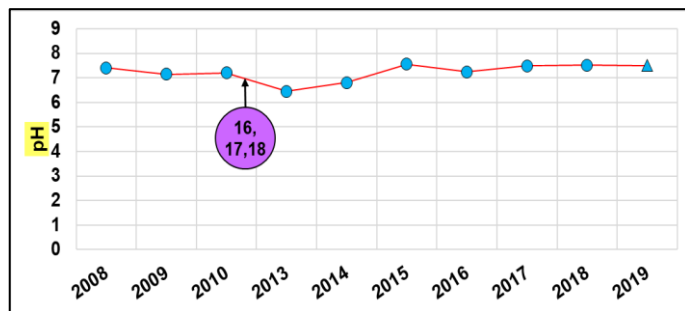
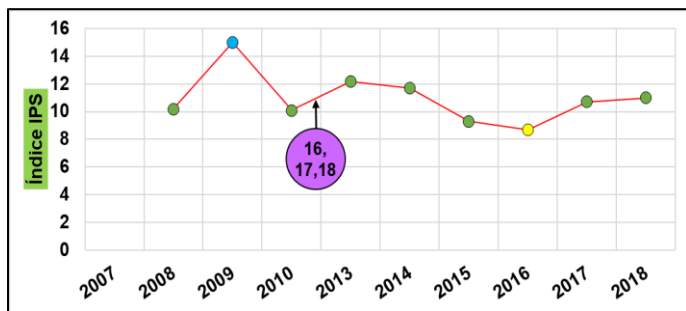
### DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

Fecha	Estado Biológico	Estado fisicoquímico	Estado Hidromorfológico	Estado Ecológico
2007				
2008				
2009				
2010				
2013				
2014				
2015				
2016				
2017				
2018				

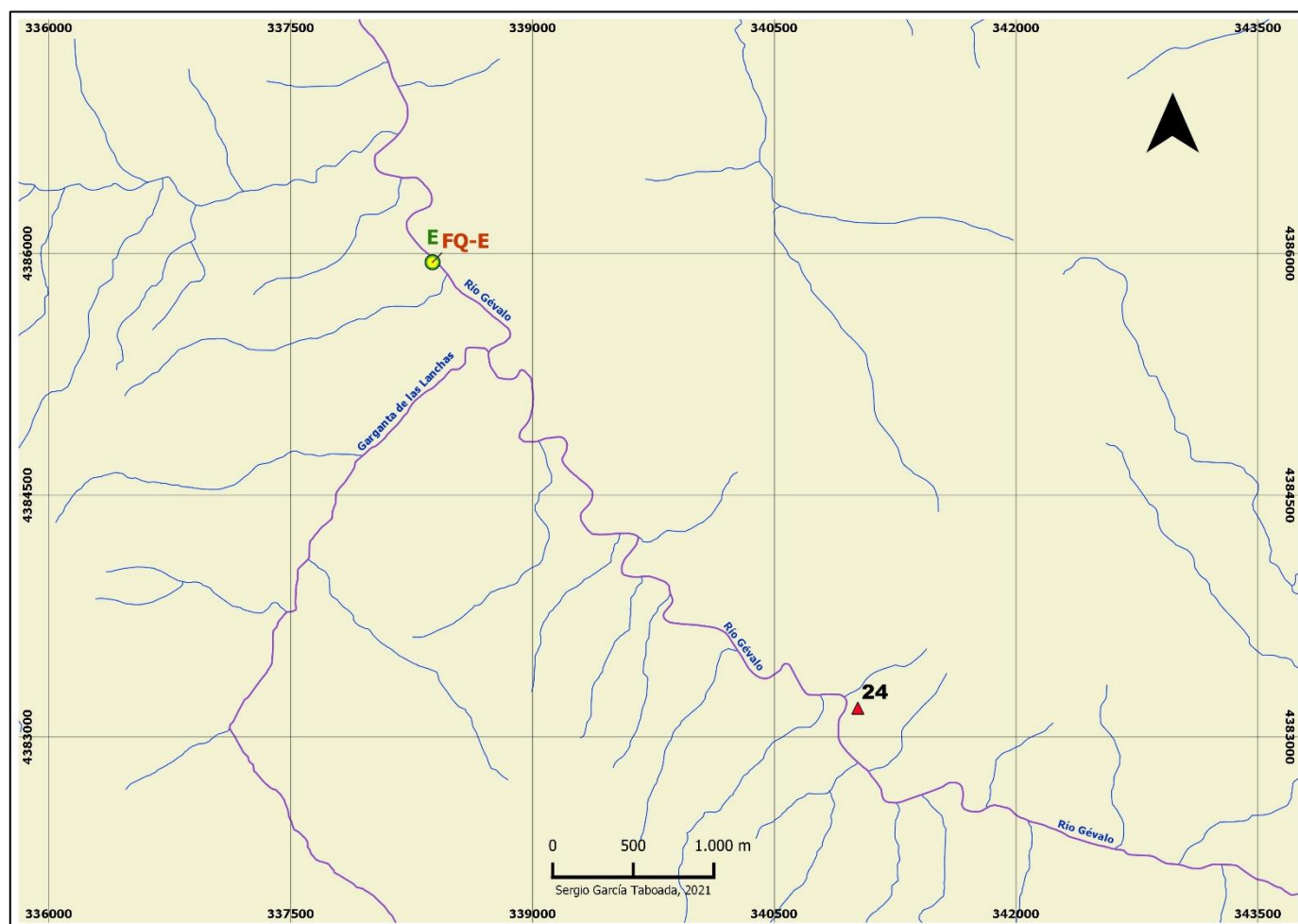
16,  
17,18

### REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LOS INDICADORES





## FICHA 5: CASO DE ESTUDIO N°5



### INDICADORES BIOLÓGICOS

Fecha	IBMWP	RCE	IBMR	RCE	IPS	RCE	Estado Biológico
2008	185	1,16			18,4	1,22	
2009	182	1,14			19,5	1,29	
2010	188	1,18			16,2	1,07	
2013	121	0,76			15,8	1,05	
2014	123	0,77			17,0	1,13	
2015	198	1,25	12,9	1,17	17,3	1,15	
2016	199	1,25	11,2	1,02	19,3	1,28	
2018	132	0,83	14,9	1,35	15,9	1,05	

### INDICADORES QUÍMICOS

CONTAMINANTES ESPECÍFICOS									
	2008	2009	2010	2013	2014	2015	2016	2018	2019
Fluoruros			65*	63*	50*	65*	75*		
Arsénico total				10*	10*	10*	10*		
Cromo total disuelto				10*	10*	10*	10*		
Selenio disuelto				10*	10*	10*	10*		
Zinc total				10*	10*	10*	10*		

### INDICADORES FISCOQUÍMICOS

Fecha	pH	O <sub>2</sub> (mg/l)	O <sub>2</sub> (%sat)	Amonio (mg/l)	Fosfato (mg/l)	Nitrato (mg/l)	Estado Fisicoquímico
2008	8,1	10,4		0,05		2,6	
2009	7,9	10,1		0,03		0,5*	
2010	7,6	9,7	95,3	0,01*	0,06	1,1	
2013	7,3	14,2	133,9	0,05*	0,07	1,25*	
2014	6,8	9,0	88,9	0,05	0,12	1,3	
2015	6,9	9,1	94,3	0,05	0,34	1,3	
2016	7,4	10,2	98,3	0,05*	0,05*	2,5*	
2018	7,6	9,4	93,5	0,05*	0,11	2,5*	
2019	7,1	8,1	76,0	0,05	0,05	2,5	

### INDICADORES HIDROMORFOLÓGICOS

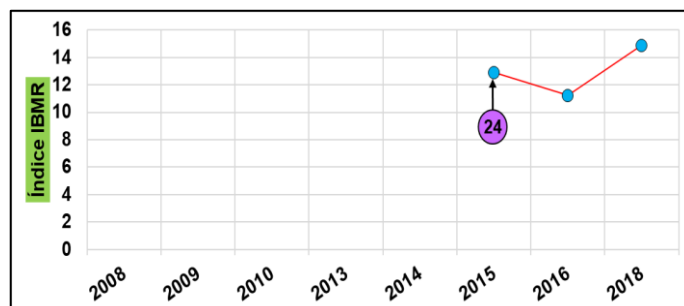
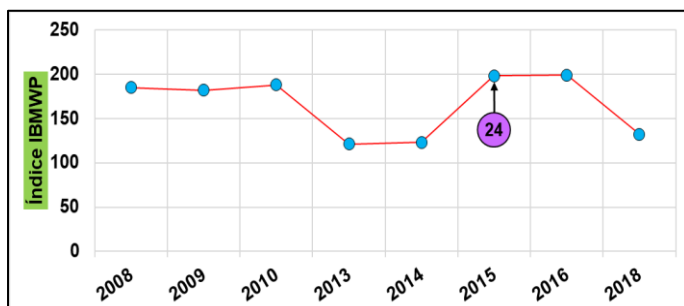
Fecha	QBR	RCE	Estado Hidromorfológico
2008	90	0,947	
2009	90	0,947	
2010	90	0,947	
2013	60	0,632	
2014	90	0,947	
2015	90	0,947	
2016	90	0,947	
2018	90	0,947	

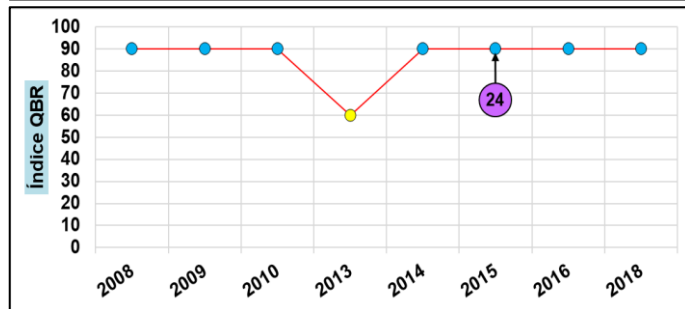
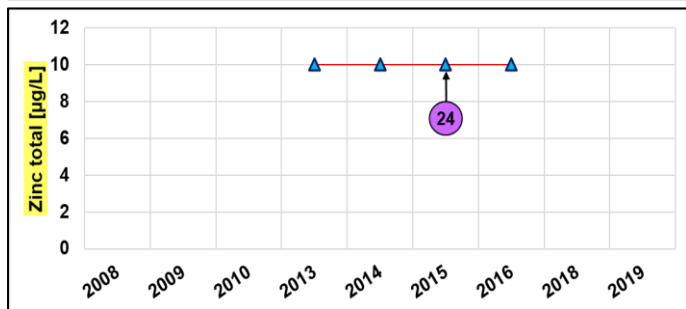
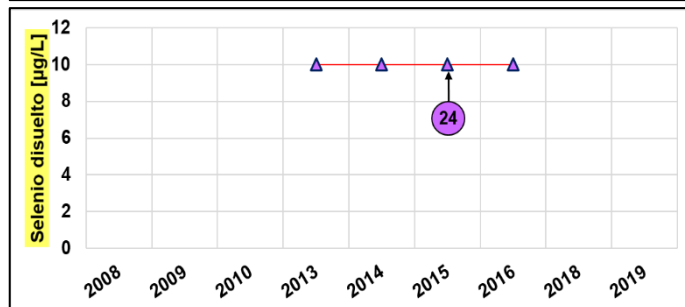
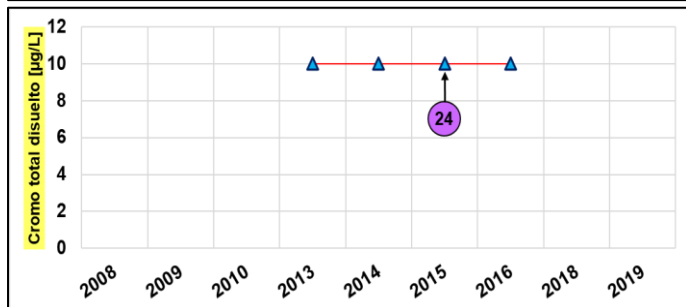
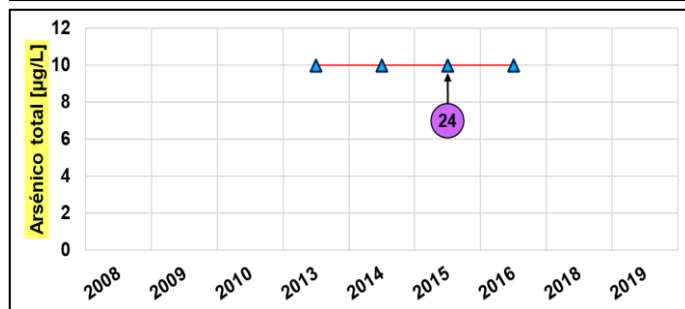
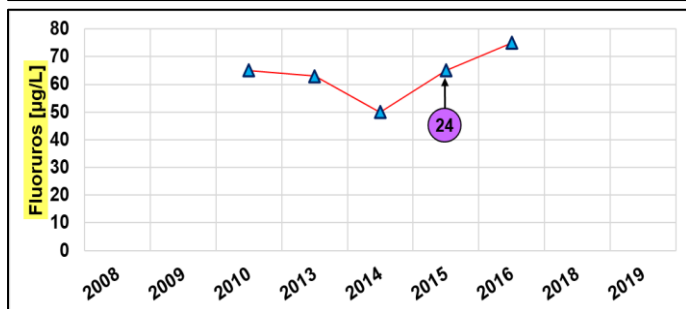
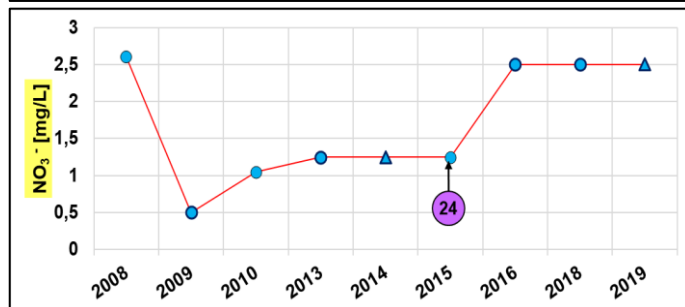
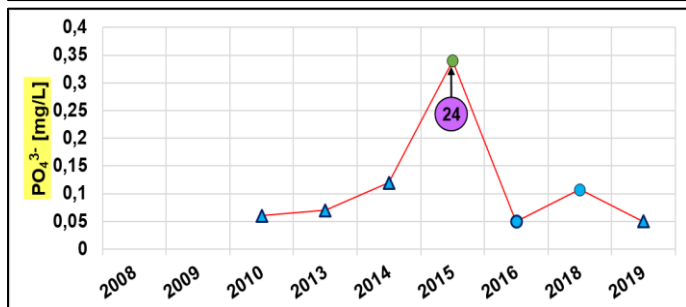
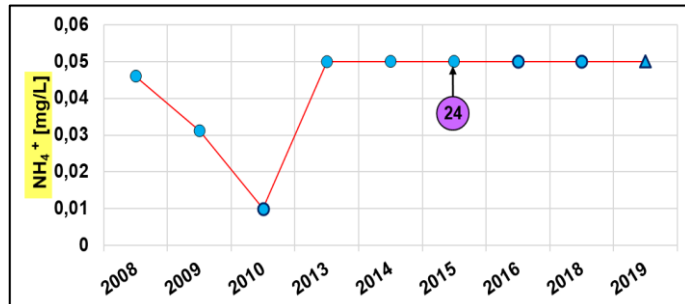
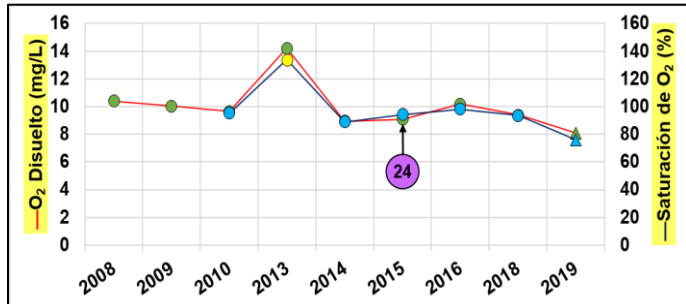
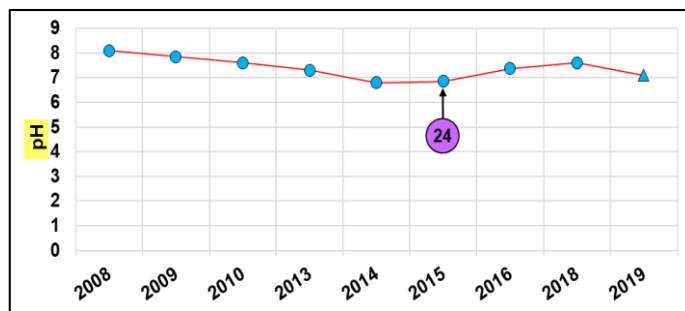
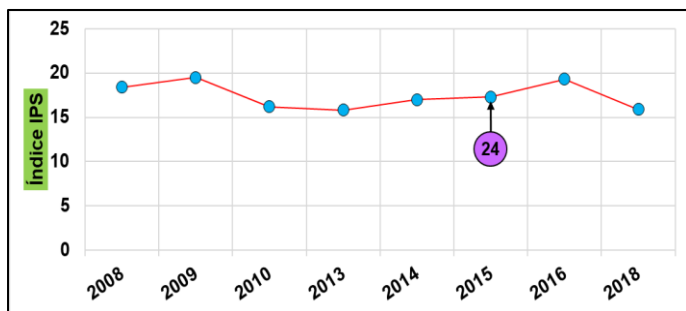
### DETERMINACIÓN DEL ESTADO ECOLÓGICO

Fecha	Estado Biológico	Estado Fisicoquímico	Estado Hidromorfológico	Estado Ecológico
2008				
2009				
2010				
2013				
2014				
2015				
2016				
2018				

24

### REPRESENTACIÓN GRÁFICA DE LOS INDICADORES





## **ANEXO VIII**

**Imágenes aéreas obtenidas del Visor Iberpix (IGN, 2015) con la ubicación que ocupaban las diez barreras estudiadas en los cinco C.E. La antigua posición de las barreras está representada por el triángulo rojo.**



**Barrera 6**



**Barrera 7**



**Barrera 8**

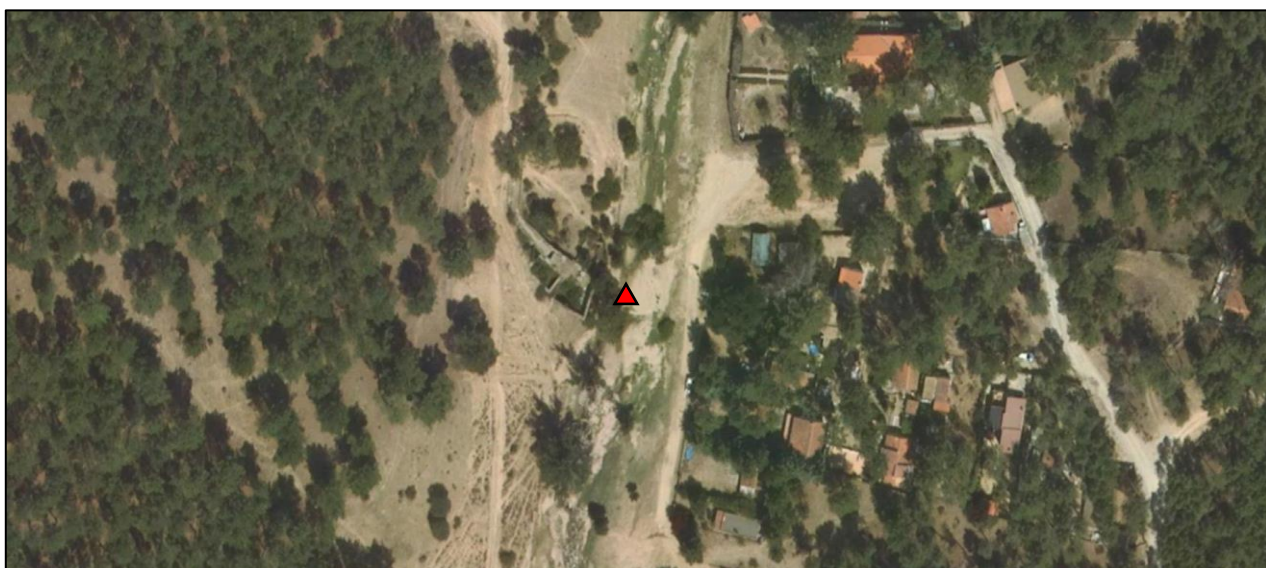




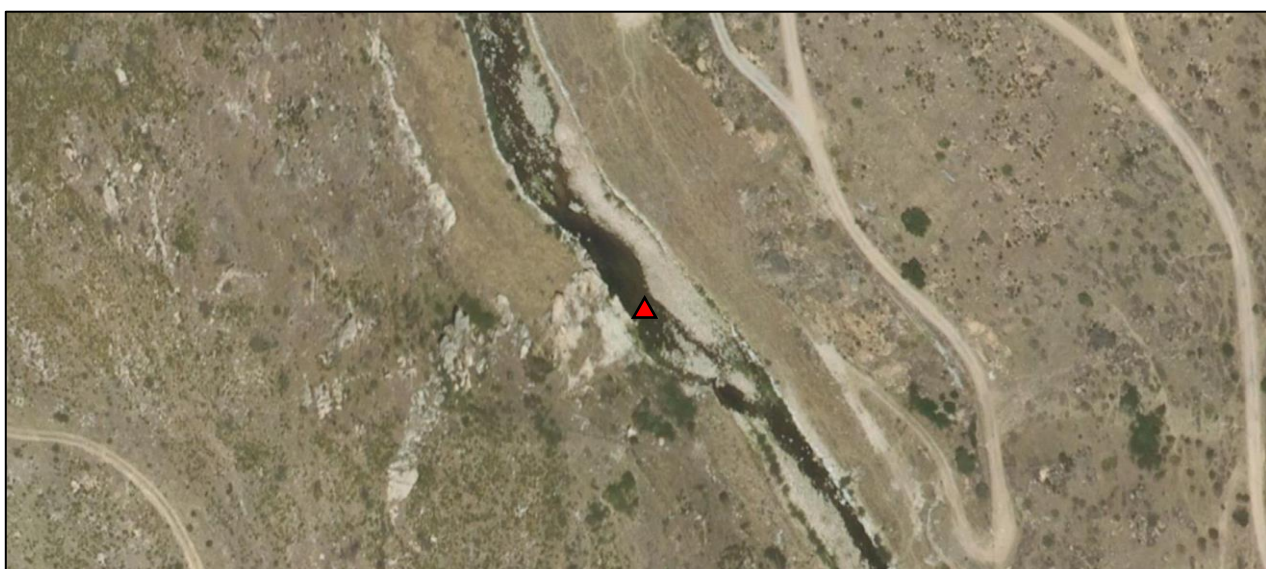
**Barrera 11**



**Barrera 12**

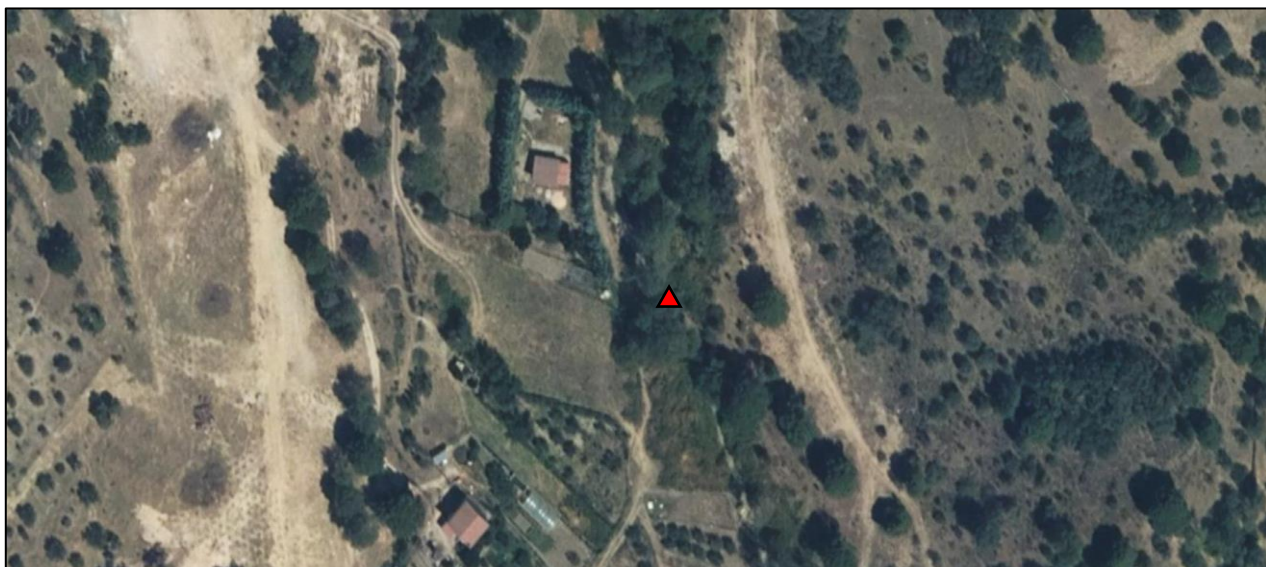


**Barrera 13**

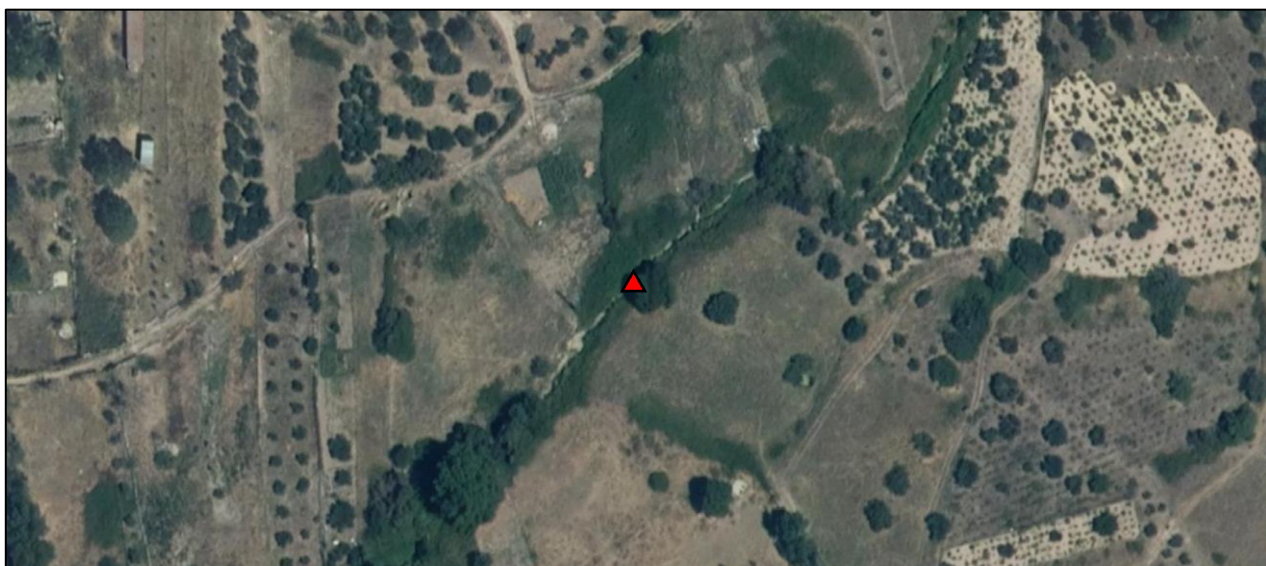




**Barrera 16**



**Barrera 17**



**Barrera 18**



## Barrera 24

